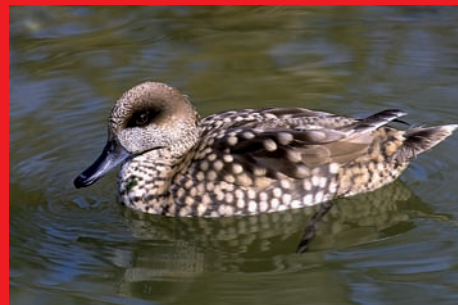




LIBRO ROJO DE LAS AVES DE ESPAÑA



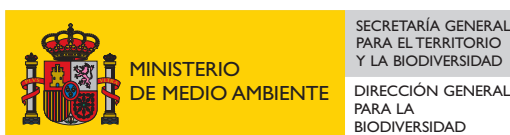
LIBRO ROJO DE LAS AVES DE ESPAÑA



LIBRO ROJO DE LAS AVES DE ESPAÑA



LIBRO ROJO DE LAS AVES DE ESPAÑA



SEO/BirdLife

Sociedad Española de Ornitología
(SEO/BirdLife)

Alberto Madroño, Cristina González y Juan Carlos Atienza (Editores)

Madrid, 2004

Libro Rojo de las Aves de España

Primera edición, 2004

Realizado por: Sociedad Española de Ornitología (SEO/BirdLife)

Editores: Alberto Madroño, Cristina González y Juan Carlos Atienza

A efectos bibliográficos la obra debe citarse como sigue:

MADROÑO, A., GONZÁLEZ, C. & ATIENZA, J. C. (Eds.) 2004. *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

Textos de especies (ejemplo):

TRIAY, R. & SIVERIO, M. 2004. Águila Pescadora, *Pandion haliaetus*. En, A. MADROÑO, C. GONZÁLEZ y J. C. ATIENZA (Eds.) *Libro Rojo de las Aves de España*. Dirección General para la Biodiversidad-SEO/BirdLife. Madrid.

El *Libro Rojo de las Aves de España* ha sido financiado por la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente en el marco del Inventario Nacional de Hábitats y Taxones, y ha contado con la colaboración de las Comunidades Autónomas: Andalucía, Aragón, Canarias, Cantabria, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Cataluña, Comunidad de Madrid, Comunidad Foral de Navarra, Comunidad Valenciana, Extremadura, Galicia, Islas Baleares, La Rioja, País Vasco, Principado de Asturias, Región de Murcia y de las Ciudades Autónomas de Ceuta y Melilla.

Las opiniones que se expresan en esta obra son responsabilidad de los autores y no reflejan necesariamente las de la Dirección General de la Conservación de la Naturaleza.

Diseño y maquetación: Sociedad Anónima de Fotocomposición

Fotografía de portada: Águila-azor Perdicera (Carlos Sánchez)

Fotografías de contraportada: Alondra de Dupont y Milano Real (Juan Martín Simón), agricultura (Fernando Barrio), veneno (J. J. Sánchez/BVCF), Pardela Balear (J. Muntaner), tendido eléctrico (Carlos Sánchez)

Ilustración Pinzón Azul: Juan Varela

NIPO: 311-04-053-5

ISBN: 84-8014-568-4

Depósito Legal: M-48.551-2004

Edita: Organismo Autónomo Parques Nacionales
Gran Vía de San Francisco, 4
28005 Madrid

Imprime: Sociedad Anónima de Fotocomposición

Libro Rojo de las Aves de España

Equipo Principal de Trabajo

Coordinación y Edición

Alberto Madroño, Cristina González y Juan Carlos Atienza

Coordinador Asistente

José Antonio Díaz Caballero

Gestión bibliográfica

José Antonio Díaz Caballero, José Ignacio Aguirre, Esther del Val, Blas Molina e Ignacio Fernández Aransay

Comité asesor:

Alejandro Sánchez
Alison J. Stattersfield
Blas Molina
Carlota Viada
Des Callaghan
Eduardo de Juana
Ignacio Fernández Aransay
Juan Antonio Lorenzo
Juan Carlos del Moral
Juan Criado
Ramón Martí

Presentación de SEO/BirdLife	11
Agradecimientos	13
Introducción	15
Objetivos	17
Metodología	19
Identificación de especies candidatas y lista definitiva.....	20
Taxonomía	21
Definiciones de las categorías de las Listas Rojas	21
Procedimientos para aplicar las categorías de la UICN	22
Talleres nacionales y regionales.....	24
Fuentes de información.....	25
Contenido de fichas	26
Resultados y conclusiones	27
Resultados generales.....	27
Comparación con el Libro Rojo de 1992.....	29
Necesidad de adecuación del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (CNEA).....	29
¿Por qué criterios han calificado los taxones?	30
Principales amenazas que afectan a los taxones del Libro Rojo.....	31
Fichas	33
Taxones extinguidos a nivel mundial y regional	381
Bibliografía	383
Anexos	
Anexo I: Lista de taxones evaluados, categorías y criterios	437
Anexo II: Principales figuras de protección de la avifauna española.....	441
Índice de nombres en latín	449
Índice de nombres en castellano	453

Es un motivo de orgullo presentar este nuevo “Libro Rojo de las Aves de España”. Su objetivo es evaluar el estado de conservación de la avifauna española, identificando las especies amenazadas y, hasta donde es posible, los factores responsables de su situación actual. La Sociedad Española de Ornitología, SEO/BirdLife, tiene como fin señalado en sus estatutos contribuir al conocimiento científico y a la conservación de las aves españolas, de manera que esta obra supone para ella, como es lógico, un paso importante en el cumplimiento de sus objetivos. Algo que, quizás, es especialmente satisfactorio en este año en que precisamente la sociedad cumple medio siglo, desde su fundación en 1954.

Este Libro Rojo viene a sustituir y actualizar la sección de aves del anterior Libro Rojo de los Vertebrados de España, de 1992. Por primera vez el Ministerio de Medio Ambiente ha confiado plenamente en nosotros para liderar y llevar a cabo esta labor. Vaya a él pues, en primer lugar, nuestro agradecimiento.

Creemos haber respondido adecuadamente a la confianza depositada en nosotros. Para ello ha sido necesario compilar y analizar el conocimiento relevante acumulado durante el seguimiento de la avifauna a lo largo de las últimas décadas, lo que dado el exponencial crecimiento de los estudios ornitológicos en nuestro país no ha resultado tarea sencilla. No habría sido posible, sin duda, sin la eficaz y desprendida colaboración de cientos de ornitólogos, que han volcado su saber y experiencia para que el trabajo refleje con la mayor fidelidad posible el conocimiento actual del estado de conservación de nuestras aves. Por otra parte, la contribución de las distintas consejerías de medio ambiente, en cada una de las Comunidades Autónomas, materializada a través de sus técnicos ya sea en reuniones de trabajo o facilitando informes inéditos de seguimiento de la avifauna, ha sido también pieza angular para el éxito del proyecto. Gracias a todos ellos.

A este libro rojo se incorporan por primer vez los nuevos criterios de la UICN y las directrices para su aplicación a nivel regional, lo que da como resultado cambios que a veces dificultan la comparación con libros rojos anteriores. En cualquier caso, en éste han sido prácticamente 100 los taxones —especies o subespecies— que han calificado en alguna de las tres categorías de amenaza, cifra que supone la cuarta parte de los casi 400 taxones considerados. Otros 32 han calificado como casi-amenazados. Entre las causas más importantes de la situación de la avifauna amenazada se pueden citar el proceso de intensificación agrícola y ganadera en distintas regiones de España, el abandono rural en otras, los tendidos eléctricos y el crecimiento de todo tipo de infraestructuras, distintas amenazas que todavía se ciernen sobre humedales de gran importancia para las aves acuáticas y de manera generalizada las molestias humanas y la pérdida de hábitat.

Aquí está, pues, el diagnóstico del estado de conservación de la avifauna española, hasta donde ha sido posible concretarlo con la información científica disponible. Un trabajo que ha querido ser riguroso y que aspira a convertirse en una eficaz herramienta técnica de trabajo, al servicio de todos: para paliar o revertir las amenazas identificadas, para actualizar si es necesario las catalogaciones legales de las especies, y para tomar, en definitiva, cuantas medidas estén a nuestro alcance para asegurar que el riesgo de extinción de nuestras aves disminuya considerablemente a lo largo de las próximas décadas.

Agradecimientos

El *Libro Rojo de las Aves de España* ha sido financiado por la Dirección General de Conservación de la Naturaleza del Ministerio de Medio Ambiente en el marco del Inventario Nacional de Hábitats y Taxones, y ha contado con la colaboración de las siguientes Comunidades Autónomas: Andalucía, Aragón, Canarias, Cantabria, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Cataluña, Comunidad de Madrid, Comunidad Foral de Navarra, Comunidad Valenciana, Extremadura, Galicia, Islas Baleares, La Rioja, País Vasco, Principado de Asturias, Región de Murcia y de las Ciudades Autónomas de Ceuta y Melilla. El principal motor de esta iniciativa ha sido Cosme Morillo, a quien debemos un reconocimiento, por haber materializado esta iniciativa que ha permitido la posibilidad de contar con una creciente colección técnica de atlas y libros rojos de la flora y la fauna.

Muchos técnicos de las citadas administraciones nos brindaron su ayuda y pusieron a nuestra disposición tanto su experiencia como la información que obraba en su poder (todos ellos figuran en la lista de colaboradores a continuación). Sin la colaboración de las Consejerías de Medio Ambiente (iniciada ya en la elaboración del Atlas de las Aves Reproductoras de España), habría sido imposible llevar a buen puerto este ambicioso proyecto. Mención especial merece el apoyo continuado recibido por parte de los científicos de la Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC).

Los talleres realizados en Valsaín y Tenerife supusieron un punto de inflexión importante en el proyecto de evaluar de forma preliminar todos los taxones de la avifauna española. Estos talleres se realizaron en parte gracias al Ministerio de Medio Ambiente por ceder las instalaciones del Centro Nacional de Educación Ambiental (CNEAM) en Valsaín (Segovia) y a la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias que acogió el taller regional. Sin duda el éxito de estos talleres se debe en gran medida al interés y esfuerzo brindado por los expertos que participaron: J. J. Aja Aja, J. C. Atienza, R. Balbás Gutiérrez, A. Balmori Martínez, R. Barone Tosco, G. Blanco Hervás, G. Bota i Cabau, F. Cantos, C. Carboneras, J. Carreras, E. Castién, D. Concepción, J. Criado, E. de Juana, J. de la Puente, J. I. Deán, J. C. del Campo, J. C. del Moral, C. Dolz, J. A. Donázar, K. W. Emmerson, J. Estrada, I. Fernández Aransay, I. Fombellida Díez, D. García Ferré, C. González, J. L. González, F. González Sánchez, G. Gorospe, A. Green, R. Gutiérrez Benítez, A. Herro Calva, F. Hiraldo, F. Hortas Rodríguez-Pascual, L. Lopo Carramiñana, L. Lorente, M. Lorenzo Fernández, J. A. Lorenzo Gutiérrez, A. Madroño, M. Máñez, R. Martí, C. Martínez, A. Martínez Vilalta, F. Medina, E. Mínguez Díaz, B. Molina Villarino, C. Morillo, J. Mouriño Lourido, J. Muntaner, D. Oro de Rivas, C. J. Palacios, E. Pelayo Zueco, J. Pinilla, J. Prieta Díaz, F. Purroy, V. Quilis, F. Rodríguez Godoy, J. Saiz Villoria, F. Javier Sampietro, A. Sánchez, F. Sánchez Aguado, A. Sandoval Rey, J. Sanz Zuasti, R. Simal Aja, M. Siverio Hernández, F. Siverio Hernández, E. Soto Largo, F. Suárez, D. Trujillo González y J. Viñuela Madera.

A pesar de las dificultades y limitaciones frecuentemente encontradas a la hora de evaluar muchas de las especies, se debe resaltar el esfuerzo maratoniano realizado por los cientos de autores, revisores y colaboradores que han participado en las diversas fases de elaboración de este Libro Rojo. Sin duda, todos ellos han contribuido enormemente a aclarar el estado de conservación de muchas de nuestras aves. Las siguientes personas redactaron o aportaron información relevante sobre los taxones evaluados en el Libro Rojo, por lo que son los verdaderos artífices de que este proyecto saliese adelante. A riesgo de omitir desintencionadamente alguno de ellos nos gustaría hacer mención de todos: D. Aguado, J. Aguilar Amat, A. Aguirre, J. I. Aguirre, J. J. Aja Aja, R. Akçakaya, A. Alcalde Lorenzo, E. Aledo Olivares, J. A. Alonso, J. C. Alonso, D. Álvarez, S. Álvarez, D. Álvarez Fenrnández, C. Álvarez Laó, R. Antor, F. Aparicio, R. Arambarri Bengoa, A. Aranda, L. M. Arce, J. M. Arcos, F. Arcos Fernández, R. Arenas, M. Arenas Romasanta, P. M. Arratibel Jáuregui, B. Arroyo, B. Arroyo, C. Astraín, M. Avery, J. Avilés, P. Aymerich, P. Azkona, J. J. Bafaluy Zoriguel, R. Balbás Gutiérrez, G. Ballesteros Pelegrín, A. Balmori Martínez, M. Barcell, R. Barone Tosco, P. Barrachina, F. Barrios Partida, D. Barros, C. Barros Fuentes, J. Baucells, A. Bea, G. Belamendia, A. Bermejo, A. Bermejo Díaz, A. Bertolero, D. Bigas, J. A. Blanco Aguiar, G. Blanco Hervás, D. Blanco Sidera, J. Blasco, A. Bonada, G. Bota i Cabau, J. Boutin, V. Bretagnolle, X. Buenetxea, A. Bueno Mir, S. Butchart, J. Caballero, R. Cadenas, J. Caldera Domínguez, D. Callaghan, J. F. Calvo Sendín, A. Camiña, D. Campión, J. Camprodon i Subirachs, J. M. Canedo, L. S. Cano Alonso, J. Cano Sánchez, F. Cantos, J. Canut, C. Cañas, D. Cañizares Mata, J. A. Cañizares Mata, C. Carboneras, L. M. Carrascal, M. Carrasco, L. Carrera, J. Carreras, M. Carrete, J. Carrillo, E. Casaux Rivas, J. Castany, E. Castién, O. Ceballos, J. J. Chans, J. Charco, F. Chiclana Moreno, J. C. Cirera Martínez, J. Cobos, D. Concepción, A. Contreras González, J. L. Copete, C. Corbacho Amado, J. A. Cortés Guerrero, H. Costa, E. Costillo, J. Criado, N. Cuenca, M. A. Cuesta, J. Dalmau, N. de Borbón, E. de Juana, I. de la Concha, J. L. de la Cruz Alemán, C. de la Cruz Solís, J. de la Puente, M. de la Riva, C. de le Court, M. de Miguel Perellón, J. A. de Souza, J. I. Deán, A. Degollada Soler, J. C. del Campo, J. C. del Moral, E. del Vall, J. A. Díaz Caballero, G. Díaz Reyes, L. M. Díaz-Regañón, B. Dies Jambrino, I. Dies Jambrino, V. Díez Urbano, P. M. Dobado Berrios, F. Docampo, C. Dolz, A. Domínguez, J. Domínguez Conde, J. A. Donázar, J. Donés, J. Donoyan, J.

Duarte, A. Duncan, J. L. Echevarría Escuder, S. Eguía, V. Eguiguren Riesco, G. Eken, K. Emmerson, E. Escudero, J. Estrada, A. Etxeberria, I. Fajardo, I. Fernández Aransay, J. F. Fernández Baltanás, J. M. Fernández García, C. Fernández León, J. Fernández Orueta, M. Ferrández, M. Ferrer, J. A. Ferreres, J. J. Ferrero Cantisán, J. Figueredo, J. Figuerola, J. Finat, A. Folch, I. Fombellida Díez, A. Franco, O. Frías, C. Fuentes Sendín, B. Fuertes, J. A. Gainzarain Díaz, R. Galán Romero, A. Galarza, S. Gallego, U. Gallo-Orsi, B. Gamayo, I. Gámez Carmona, M. A. Gandoy, L. Gangoso, T. García, V. García, L. García, J. M. García de Francisco, E. García de la Morena, I. García Dios, J. García Fernández, D. García Ferré, A. García Matellanes, I. García Peiró, G. García Pérez, J. I. García Plazaola, E. García Sánchez, P. García-Rovés, U. Gårdenfors, H. Garrido Guil, V. Garza, J. Gayol, X. Gayol, A. Gil, C. Gil de Viedma, J. A. Gil Delgado, J. A. Gil Gallús, M. Giménez Ripoll, D. Giralt, J. Gómez, T. Gómez, F. Gómez de la Torre, J. A. Gómez López, M. A. Gómez Serrano, E. Gomis Martín, G. González, C. González, N. González, J. L. González, M. González Acebes, G. González Barberá, J. M. González Cachinero, J. V. González Escudero, L. M. González García, J. A. González Morales, F. González Ortega, P. González Quirós, F. González Sánchez, G. Gorospe, R. Gosálvez, R. Gozálvés, N. Grade, F. Gragera Díaz, A. Green, A. Guardiola Gómez, T. Gullick, R. Gutiérrez Benítez, C. Gutiérrez Expósito, J. Guzmán Piña, D. Hedo, B. Heredia, R. Heredia Armada, M. Hernández, J. M. Hernández García, J. L. Hernández Hernández, A. Hernández Lázaro, V. J. Hernández Navarro, J. Hernández-Abat, A. Hernansanz, S. Herrando, J. Herranz Barrera, J. A. Herrera, A. Herrero Calva, C. Hilton-Taylor, F. Hiraldo, J. A. Hódar Correa, L. Hoeffle, F. Hortas Rodríguez-Pascual, F. Ibáñez, M. Igual, J. C. Illera Cobo, O. Infante Casado, J. J. Iribarren, G. Jardón, A. Jean, J. Jiménez García-Herrera, J. M. Jiménez Vallecillo, M. Juan Martínez, F. Jubete Tazo, M. Juliani Aguado, J. A. Lama Miñana, P. Lanzas, A. Lara Pomares, A. Larramendi, M. A. Letón, M. J. Linares, A. Llamas Saíz, F. Llimona, L. Lobo, V. López Alcaza, E. López Carrique, G. López Iborra, J. López Redondo, L. Lopo Carramiñana, L. Lorente, M. Lorenzo Fernández, J. A. Lorenzo Gutiérrez, A. J. Lucio Calero, A. Madero Montero, P. Madroño Jiménez, A. Madroño Jiménez, M. Magaña, J. Manrique Rodríguez, M. Mániz, A. Margalida, F. J. Marín Rodríguez, R. Mariné, R. Martí, A. Martín, B. Martín, C. A. Martín, F. Martín Barranco, C. Martínez, R. Martínez Abellán, A. Martínez Abraín, G. Martínez Lamas, J. M. Martínez Mariño, F. Martínez Olivas, E. Martínez Sabarís, A. Martínez Vilalta, M. J. Martos Salinero, R. Mas, P. Mateache, M. A. Matellanes, R. Mateo, J. Matute, J. Mayol, F. Medina, E. Mínguez Díaz, I. Molina, J. Molina Jiménez, B. Molina Villarino, J. Monrós, M. A. Monsalve Dolz, J. Montoya, F. Morales, M. Morales Prieto, A. Moreno Martín, J. C. Moreno Moreno, J. D. Moreno Rodríguez, R. Moreno-Opo, C. Morillo, I. Mosqueda, J. Mouriño Lourido, A. Munilla, J. Muntaner, A. R. Muñoz Gallego, I. Navascués, J. J. Negro, J. C. Nevado Ariza, J. G. Nevado, W. Nientechgall, C. Nieto Bustarviejo, M. Nogales, M. A. Núñez Herrero, J. I. Ñudi, J. R. Obeso, A. Onrubia, J. A. Oña Uroz, M. Oramas González-Moro, J. Oria, D. Oro de Rivas, J. Orta, T. Ortuño, J. L. Pais, C. Palacín Moya, M. J. Palacios, C. J. Palacios, J. Palacios Albert, J. Panadero, M. Paracuellos Rodríguez, X. Parellada, V. Pedrocchi Rius, E. Pelayo Zueco, B. Perelló, J. M. Pérez de Ana, J. M. Pérez Nievas, D. Pérez-Aranda Serrano, S. J. Peris Álvarez, M. Pimenta, X. Pinheiro, J. Pinilla, J. Piñeiro, X. Piñeiro, V. M. Pizarro, C. Pollo Mateos, L. Prada, J. Prieta Díaz, M. Puigcerver, F. J. Purroy, V. Quilis, J. L. Rabuñal Patiño, B. Ramos, J. J. Ramos Encalado, J. J. Ramos Melo, C. Raya, J. Real i Orti, M. Rebassa, M. Rendón-Martos, F. Robledano Aymerich, F. Robles, J. L. Robles, H. Robles 3, A. Rodríguez, J. L. Rodríguez, J. Rodríguez, A. Rodríguez, M. Rodríguez Alonso, A. Rodríguez Arbeloa, F. Rodríguez Godoy, J. L. Rodríguez Luengo, A. Rodríguez Molina, R. Rodríguez Muñoz, J. D. Rodríguez Teijeiro, D. Rojo García, J. Román Sancho, F. Romero, G. Ros, E. Roy, A. Ruiz, P. Ruiz, R. Ruiz, F. Sabathé, M. Sáenz de Buruaga, C. Sáez-Royuela, R. Sáez-Royuela, F. Sagaste, J. Saiz Villoria, M. Salas, L. J. Salaverri Leiras, R. Salvadores Ramos, F. J. Sampietro, J. Sánchez, J. M. Sánchez, C. Sánchez, A. Sánchez, F. Sánchez Aguado, J. J. Sánchez Artéz, T. Sánchez Corominas, J. M. Sánchez Guzmán, J. M. Sánchez Sanz, K. Sánchez Serrano, J. A. Sánchez Zapata, A. Sandoval Rey, C. Sansegundo Ontín, T. Sanz Sanz, J. Sanz Zuasti, J. Sargatal i Vicens, J. M. Sayago, B. Seguí, L. Segura, A. Senosiain García, D. Serrano Larraz, F. Silvestre, R. Simal Aja, M. A. Simón Mata, M. Siverio Hernández, F. Siverio Hernández, M. Soler, S. Soria, P. Sosnowski, E. Soto Largo, J. Speck, A. Stattersfield, F. Suárez, C. Sunyer, J. Tajuelo Zaballos, T. Tarazona, J. P. Tavares, J. L. Tella Escobedo, S. Thara, A. Torés, C. Torralvo Moreno, J. A. Torres Esquivias, A. Torrijo, R. Triay Bagur, D. Trujillo González, R. Ubaldo, E. Urbina, M. Urbiola Antón, F. Valera, F. Valls, W. Van Den Bossche, X. Vázquez Pumariño, A. Velando, T. Velasco, C. Viada, R. Villafuerte, P. Vicens i Siquier, F. Vidal, A. Villarán, J. Viñuela Madera, E. Virgós, K. Woutersen, M. Yanes, M. Yuste Blasco, J. Zapata, V. Zenoni e I. Zuberogoitia.

Los coordinadores también desean agradecer toda la colaboración brindada en las distintas fases y tareas de este proyecto a: R. Barone, I. de la Concha, C. Hernáez, C. Fernández, O. Frías, M. A. Gandoy, J. Maestre, M. J. Pérez, A. Ruiz, P. Ruiz-Capilla, R. Sáez-Royuela, P. Vergara. Un agradecimiento muy especial a nuestra familia más allegada, que en definitiva, han sufrido todo el proceso de coordinación del Libro Rojo: M. Cabrera, G. P. Farinós, B. Jiménez de Miguel, A. Madroño, P. Madroño, L. Rull.

No podemos tampoco olvidar a todos los trabajadores de SEO/BirdLife que participaron tanto en labores administrativas y logísticas, ni tampoco a todos los socios de SEO/BirdLife que participan en los programas de seguimiento SACRE, NOCTUA y PASER, así como a todos los anilladores que brindan su labor desinteresada para mejorar el conocimiento científico de las aves.

España está constituida por un territorio peninsular, dos archipiélagos y dos ciudades autónomas enclavadas en el norte de África. La península Ibérica limita al norte con Francia y el mar Cantábrico, al este y sureste con el mar mediterráneo y al oeste y suroeste con Portugal y el océano Atlántico. El archipiélago canario es bañado por el Atlántico y las islas Baleares por el Mediterráneo. La superficie de España es de aproximadamente medio millón de km².

La España peninsular se encuentra en el extremo sur de Europa, entre los paralelos 43° 48'N (Estaca de Bares) y 36° 00' N (Punta de Tarifa) y los meridianos 9° 30' O (cabo de Roca) y 3° 19' E (cabo de Creus). Su posición geográfica la convierte actualmente en una de las principales rutas migratorias para las aves europeas y en el pasado como un refugio faunístico durante las glaciaciones. Además, también se deja notar su cercanía a África, que influye en la avifauna ibérica aportando especies típicamente africanas.

Desde el punto de vista biogeográfico, en la Península se encuentran representadas dos regiones: la Mediterránea y la Eurosiberiana. En la región Mediterránea se han delimitado cinco pisos bioclimáticos (termo-, meso-, supra-, oro- y criomediterráneo), mientras que en la Eurosiberiana cuatro (colino, montano, subalpino y alpino). España ocupa un lugar a caballo entre varios mundos biogeográficos que hacen que su paisaje sea sumamente variado y complejo en el contexto europeo, pero tal diversidad ambiental no sólo se debe a la situación geográfica de la Península, sino que la orografía tiene mucho que ver en ello. España es el segundo país europeo con mayor promedio de altitud (20% del territorio tiene altitudes por encima de 1000 m). En el norte se sitúan dos cadenas orográficas (cordillera Cantábrica y Pirineos), en el centro otras dos dividen la península Ibérica de este a oeste (Sistema Central y Sistema Ibérico) y en el sur la cadena bética y la sierra de Alcaraz suponen una nueva barrera hacia el sur. Estas montañas, y otras de menor altitud (dorsal Gallega, cordilleras Costeras Catalanas, Tramontana, Sierra Morena y Montes de Toledo), delimitan y dan forma a grandes espacios llanos (mesetas norte y sur) y a grandes depresiones producidas por los principales ríos que riegan la Península (Ebro, Duero, Tajo, Guadiana y Guadalquivir). Por su parte la costa de la Península está formada por un corredor perimetral llano, de anchura variable y sin casi barreras y que, a la postre, son utilizadas por muchas aves migratorias en sus movimientos norte-sur. Toda esta heterogeneidad de hábitats y relieves y su posición geográfica hacen de España un lugar privilegiado para la avifauna.

El archipiélago canario está situado en el Atlántico entre los paralelos 27° 37' y los 29° 24' de latitud norte y los meridianos 13°

23' y los 18° 8' de longitud oeste. Está integrado por ocho islas: La Palma, El Hierro, Tenerife, Gran Canaria, Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa y grupos de islotes y roques. La superficie total de tierras emergidas es de 7490 km². El relieve depende de cada isla y la altitud varía del nivel del mar hasta los 37.187 m (Teide, Tenerife). El archipiélago está considerado como un Área de Aves Endémicas (*Endemic Bird Area*, EBA).

Este Libro Rojo es la continuación de esfuerzos anteriores por clasificar los vertebrados españoles atendiendo a su riesgo de extinción. En 1986, el entonces ICONA, publicó la “*Lista Roja de los Vertebrados de España*”, para la que se contó con la participación de 24 especialistas que durante varios días debatieron sobre el estado de conservación de los vertebrados españoles para identificar aquellos que debían incluirse en alguna de las categorías de amenaza de la UICN vigentes en aquel momento.

Posteriormente, en 1992, se publicó el *Libro Rojo de los Vertebrados de España*, en el que cada especie tratada contó con una ficha que resumía en distintos apartados su situación de conservación. En particular, los apartados de “población” y “amenazas” avalaban las decisiones tomadas en la clasificación, atendiendo a las categorías de amenaza de la UICN. Esta segunda lista contó con un equipo de 19 redactores y 18 especialistas colaboradores, así como con el respaldo de un taller de una veintena de especialistas que, en una serie de sesiones, “ *fueron fijando, aplicando (...) y resolviendo por consenso los, no pocos, casos dudosos*”.

Ha transcurrido una década desde el libro rojo anterior, siendo más que necesaria una nueva revisión. Desde la adhesión de España a la Unión Europea en 1986 (fecha coincidente con la publicación de la primera lista roja de esta primera serie “moderna”), se han producido grandes cambios en el paisaje y los ambientes naturales de España. Aunque la incorporación en la Unión Europea conllevó sustanciales avances en legislación ambiental (protección de hábitats y especies), pero también un gran aumento en infraestructuras, principalmente autopistas, carreteras, trenes de alta velocidad, embalses, tendidos eléctricos, aerogeneradores, etc., que han traído consigo un incremento notable en la transformación del hábitat para las aves. Junto con las grandes infraestructuras, se deben destacar también los cambios de uso agrícola que, incentivados por las subvenciones de la Política Agraria Común, han acarreado cambios profundos en la fisonomía de nuestros campos (roturación frecuente de barbechos y eriales, forestación de tierras agrícolas y parameras, continuación de un proceso de concentración parcelaria, intensificación de diversos tipos, regadío de grandes superficies, abandono de prácticas ganaderas tradicionales de extensivo, etc.). Especial mención debe hacerse a

Canarias y su interesante avifauna con relación al fuerte impacto del desarrollo turístico, sobre todo en ambientes costeros. Estos cambios han afectado notablemente a la comunidad de aves esteparias, tal y como se documenta en un buen número de especies tratadas en este libro.

Para la elaboración de este Libro Rojo se ha procurado contar con la mayor participación posible de expertos, que se puede resumir en la realización de un “*Taller Nacional para el Libro Rojo de las Aves de España*”, en Valsain (Segovia), los días 4 y 5 de octubre de 2001, y un segundo taller sólo para Canarias, en La Laguna (Tenerife), el día 12 de abril de 2002. En conjunto, estos talleres contaron con la participación de 64 ornitólogos especialistas organizados en grupos de trabajo según grupos de aves (marinas, acuáticas, rapaces, esteparias, etc.). Este nuevo Libro Rojo de las aves de España, ha contado además con la participación de más de 150 autores y coautores de fichas y con centenares de colaboradores (véanse los agradecimientos) repartidos por toda la geografía española.

Desde la publicación del anterior Libro Rojo los criterios de la UICN han experimentado una gran modernización. La versión actual (versión 3.1., vigente desde enero de 2001), ha supuesto una mejora considerable, fruto de diez años de revisión por parte del grupo de trabajo de revisión de los criterios de la UICN. Estos nuevos criterios permiten, por primera vez, disminuir de forma considerable el grado de subjetividad que caracterizaba a las versiones anteriores (particularmente las anteriores a la versión 2.3., de 1994).

La UICN, en vista de la amplia repercusión y seguimiento de sus criterios en la elaboración de listas rojas y libros rojos a lo largo y ancho del mundo, ha reconocido la necesidad de que los criterios puedan también aplicarse a escala regional. Para ello, bajo los auspicios de la Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN, se creó el “Grupo de Trabajo de Aplicación Regional”, que ha publicado en 2001 las directrices para su utilización a escala regional. Ello ha permitido contar por primera vez con unas directrices consistentes a la hora de aplicar los criterios de la UICN a nivel español.

A lo largo de la última década, desde la aparición del Libro Rojo anterior, el avance en el conocimiento sobre el estado y

evolución de la avifauna española ha sido notable, como también lo ha sido el incremento del número de ornitólogos que, cada uno en su ámbito geográfico de actuación, han contribuido a que hoy se tenga un volumen de información mucho mayor al existente una década atrás. La asunción de competencias en gestión y seguimiento de especies por parte de las diversas CC.AA, Consells en el caso de Baleares y Cabildos en Canarias, ha sido otro de los acicates para el aumento del conocimiento de la avifauna. Literalmente, se han llevado a cabo cientos de estudios e informes, que permanecen frecuentemente inéditos, sobre la situación de la avifauna española, lo que ha supuesto un incremento sustancial de información objetiva para contrastar y evaluar la situación de numerosas especies. Sin embargo, uno de los aspectos que hoy en día todavía sorprende es que, a pesar de todo, en conjunto, la información útil y rigurosa es sorprendentemente escasa, lo que se ha traducido en grandes dificultades a la hora de evaluar de forma objetiva los riesgos de extinción de nuestra avifauna.

El mayor avance y grado de precisión en los censos y seguimientos de la avifauna, se encuentra en pleno desarrollo en la actualidad, aunque, lamentablemente, solamente para un número relativamente bajo de especies, por lo general las más emblemáticas. Teniendo en cuenta que uno de los aspectos fundamentales para evaluar el riesgo de extinción de los taxones se basa en la tendencia de sus poblaciones a lo largo de la última década, o tres generaciones, se da la circunstancia de que los datos antiguos, no cuentan, salvo contadas excepciones, con un mínimo de precisión y grado de cobertura que permita realizar comparaciones rigurosas. Por esta razón, no deberá sorprender la dificultad que ha surgido reiteradamente en los ejercicios de evaluación de los distintos taxones, prueba de ello se encuentra en la información documental y justificación de las evaluaciones.

A modo de reflexión final, los resultados demuestran que a pesar de los numerosos esfuerzos y avances realizados a lo largo de la última década en la conservación de las aves, la situación actual dista mucho de ser satisfactoria, lo que obliga a tomar cuantas medidas sean necesarias para conseguir que el riesgo de extinción de las especies del Libro Rojo disminuya a lo largo de la próxima década.

La adopción de la última versión de los criterios de la UICN (versión 3.1: UICN, 2001) ha permitido mejorar la objetividad en la evaluación de los diferentes factores que conducen al riesgo de extinción de un taxón determinado. Hoy en día, la UICN está en proceso de adopción de una nueva herramienta que permita aplicar sus criterios a niveles regionales (véase Gärdenfors *et al.*, 2001).

Cuando los criterios de la UICN (ya sea a escala global o regional) se aplican de forma consistente para evaluar un taxón, el resultado que se obtiene es una indicación de la mayor o menor probabilidad de que el taxón evaluado pueda extinguirse.

Los objetivos de este trabajo se resumen en:

- 1) Identificar y clasificar los taxones de aves que utilizan el territorio español en cualquier momento de su ciclo vital en función de su mayor o menor riesgo de extinción.
- 2) Documentar de forma consistente el conocimiento básico para avalar las evaluaciones realizadas, independientemente del resultado de las mismas.
- 3) Identificar las amenazas y medidas de conservación necesarias para mejorar el estado de conservación de la avifauna amenazada y casi amenazada, y proporcionar la mayor información posible relevante sobre taxones cuyo estado de conservación es indeterminado, con el objetivo de que en un futuro próximo, su situación pueda esclarecerse.
- 4) Proporcionar una herramienta práctica de conservación para autoridades competentes, instituciones (gubernamentales y no gubernamentales) y personas interesadas.
- 5) Ofrecer una herramienta objetiva para facilitar y actualizar el sistema de catalogación a escala nacional y regional (Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y catálogos autonómicos), con todas las implicaciones legales que ello pueda conllevar en materia legislativa, de infracciones, delitos y gestión de especies con problemas de conservación.

Es muy importante aclarar que el resultado de las evaluaciones, una vez corregido el riesgo de extinción a nivel regional, tan solo ofrece información sobre la probabilidad de extinción a la que se enfrenta el taxón en cuestión. Conocer el riesgo de extinción es una herramienta útil, complementaria y frecuentemente un paso previo, para establecer prioridades de conservación de la avifauna. Sin embargo, no debe ser el único aspecto a considerar como frecuentemente ha sido el caso en distintas regiones y países (véase, por ejemplo, las explicaciones de Possingham *et al.*,

2002), ya que para esto es necesario considerar otra serie de aspectos, tales como la situación del taxón a escala global y regional (p. ej. Europa), o la proporción de la población mundial que está presente en la región de la evaluación regional (Gärdenfors *et al.*, 2001).

Quizás se puede entender esto con un ejemplo simple: la Curruca Rabilarga (*Sylvia undata*) es una especie de distribución mediterránea en Europa occidental. Alcanza el extremo sur de las islas Británicas con una población marginal muy pequeña. Al aplicar los criterios de la UICN en el Reino Unido esta especie calificaría con un riesgo de extinción alto. Por mucho esfuerzo y recursos que la administración británica dedicase a la conservación de esta especie, el impacto real sería despreciable, ya que el grueso de la población mundial no se localiza en esta región, sino en latitudes más meridionales con ambientes mediterráneos. Sin embargo, el Reino Unido cuenta con las colonias más importantes del mundo de Alcatraz Atlántico, que si se aplican los criterios de la UICN en ese territorio, probablemente no llegaría a calificar como especie amenazada, ya que su riesgo de extinción sería bajo. Para mantener una población mundial viable, los recursos y esfuerzos estarían mejor invertidos en las islas británicas, mientras que las mejores oportunidades para conservar las poblaciones de Curruca Rabilarga están en otras regiones. Esta situación ya fue anticipada por Batten *et al.* (1990) en la elaboración de la lista roja del Reino Unido y supuso el primer paso a lo que es el sistema moderno de la lista roja, ámbar y verde (Gibbons *et al.*, 1996), que ha evolucionado a una herramienta sencilla para el establecimiento de prioridades de conservación: “*Birds of conservation concern: 2002-2007*”. Atendiendo a los conceptos necesarios para el establecimiento de prioridades de conservación, el libro rojo de las aves de Francia (Rocamora & Yeatman-Berthelot, 1999) incorpora estos principios para facilitar la toma de decisiones a la hora de establecer prioridades de conservación, de forma complementaria con un sistema de evaluación del estado de amenaza de la avifauna en francesa.

Por todo lo anteriormente señalado, debe quedar claro que en este Libro Rojo se presenta la valoración del riesgo de extinción de la avifauna española. Esta valoración constituye uno de los tres pilares fundamentales para el establecimiento de prioridades de conservación, junto con la situación del taxón a escala global y regional, y la proporción de la población mundial que está presente en la región. El establecimiento de prioridades no ha sido abordado en el presente trabajo.

La evaluación del riesgo de extinción de las diferentes especies que conforman la avifauna española supuso un gran esfuerzo por parte de centenares de personas a lo largo de dos años. Los pasos que se siguieron para asegurar el máximo rigor en la evaluación de cada taxón se describen a continuación (Figura 1).

Técnicos de SEO/BirdLife establecieron los criterios para seleccionar una lista preliminar de especies a evaluar, eliminando aquellas para las que, *a priori*, no se atisbase la posibilidad de

que cumpliesen con los criterios de amenaza la UICN. Esta lista se hizo pública y se circuló a expertos con el fin de detectar la ausencia de algún taxón que debiese ser incluido para su evaluación. Esta lista se llevó a los talleres de expertos de Valsain y La Laguna con el fin de identificar aquellas especies que, no estando en la lista, debieran también ser evaluadas. Además en esos talleres se realizó una primera evaluación de las especies incluidas en la lista, y se identificó a los expertos que pudieran evaluar

Libro Rojo de las Aves de España 2000-2002

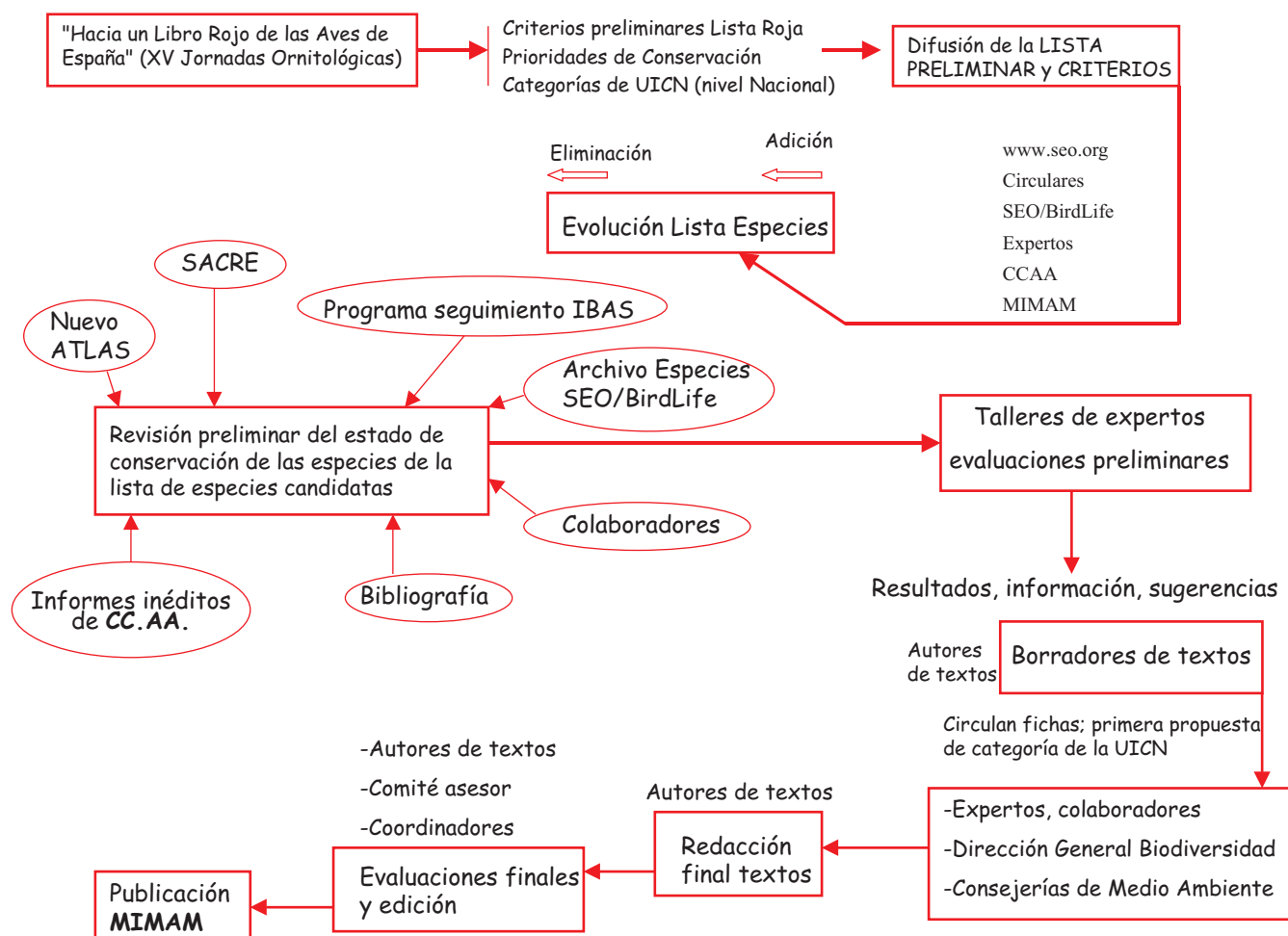


Figura 1. Fases de la elaboración del Libro Rojo de las Aves de España.

y documentar el riesgo de extinción de cada uno de los taxones de la lista.

Por lo tanto, aunque rigurosamente las especies que no han sido evaluadas deben ser consideradas como No Evaluadas, y no como no amenazadas o de Preocupación Menor, lo cierto es que se trata de aquellas especies para la que los expertos consultados no consideraron que lo estuviesen. La excepción podría ser especies comunes de amplia distribución para la que no se cuenta con programas específicos de seguimiento, y para las que empieza a detectarse una tendencia negativa (como en el Programa de Seguimiento de Aves Comunes Reproductoras, SACRE), p. ej.: Golondrina Común (*Hirundo rustica*), Alondra Común (*Alanda arvensis*), Tarabilla Común (*Saxicola torquata*) y Curruca Mosquitera (*Sylvia borin*). Cualquiera de estas especies podría llegar a calificar si el declive fuese superior al 30% en una década, información que se podrá aclarar con la continuación del mencionado programa de Seguimiento de Aves Comunes Reproductora (SEO/BirdLife, 2003b).

Posteriormente, los principales expertos en cada una de las especies presentes en la lista definitiva las evaluaron, utilizando toda la información disponible, en parte inédita. En todos los casos la evaluación fue revisada por los coordinadores del Libro Rojo para asegurar la homogeneidad y buena aplicación de los criterios y, en caso de duda, se revisaron con los expertos.

A continuación se describe con mayor detalle aquellos aspectos o pasos que requieren más explicaciones.

IDENTIFICACIÓN DE ESPECIES CANDIDATAS Y LISTA DEFINITIVA

La lista de especies candidatas fue inicialmente conformada por las especies que hasta la fecha se consideraran como:

1. Especies globalmente amenazadas (BirdLife International, 2000).
2. Especies “Casi Amenazadas” y “Dependientes de Conservación” (BirdLife International, 2000).
3. Especies con “Estado Desfavorable” en Europa (E, V, R, D, L) (Tucker & Heath, 1994)
4. Especies/subespecies amenazadas de España (E, V y R) (Blanco & González, 1992).
5. Especies/subespecies clasificados como “P” y “K” (Blanco & González, 1992), es decir que “se sabe” o “se sospecha” que pertenecían a alguna categoría de amenaza pero no se pudo decir a cuál.
6. Especies/subespecies catalogadas a nivel nacional en las tres categorías principales de amenaza: PE, SAH ó V (Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, Real Decreto 439/90 y normas posteriores de actualización).
7. Especies/subespecies que hayan sufrido (o se sospeche que han sufrido) una “disminución poblacional” de >20% en 10 años.
8. Taxones que tengan una distribución pequeña <20,000 km² (<2,000 km² si se considera su área de ocupación) y cumplan por lo menos uno de los criterios restantes.
9. Especies/subespecies con una población “pequeña” y en “probable declive” (<10,000 aves adultas).
10. Especies/subespecies con una población total “muy pequeña” (<1,000 aves adultas).
11. Especies/subespecies de las Islas Canarias que han sido consideradas amenazadas a nivel regional (Macaronesia), según la Recomendación N° 62 del Convenio de Berna (adoptada el 5 de diciembre de 1997).

Los criterios 7-10 son las condiciones mínimas para que un taxón califique en las categorías inferiores de amenaza de la UICN.

Por su parte se excluyeron de la lista las especies que cumplen los siguientes criterios:

- 1) Taxones accidentales o rarezas para España, según la *Lista de las aves de España* (De Juana, 1998) (véase también Jiménez Martínez & Navarrete Pérez, 2001 para la lista de aves ceutíes con referencia a especies accidentales con presencia magrebí).
- 2) Taxones invernantes muy escasos o marginales en nuestra región, con números despreciables en relación con sus efectivos poblacionales europeos. Por citar algunos ejemplos: Eider Común (*Somateria mollissima*), Porrón Osculado (*Bucephala clangula*), Serreta Mediana (*Mergus serrator*). No se han considerado asimismo taxones en expansión en regiones vecinas que hayan colonizado recientemente nuestro territorio como reproductores, como la Gaviota Cabecinegra (*Larus melanocephalus*) y el Charrán Bengalí (*Sterna bengalensis*).
- 3) Especies exóticas.
- 4) Taxones de la región magrebí presentes exclusivamente en Ceuta y Melilla. La razón para esta decisión (coherente desde un punto de vista biogeográfico, pero no necesariamente administrativo), tiene su principal explicación en que las ciudades autónomas cuentan con una superficie muy pequeña, próxima a los 32 km². No existen taxones restringidos o endémicos, ni se dan casos en los que estas superficies geográficas pudieran tener relevancia por albergar proporciones importantes de otros taxones considerados (no forman parte de “localidades” de especies de la región –según definición de “localidad” de UICN–, y en aplicación de los criterios B y D). Teniendo en cuenta lo indicado sobre la ausencia de endemismos, la evaluación de taxones magrebíes que pueden llegar a tener presencia regular (aunque generalmente accidental, o sin registros documentados), no es apropiada. Entre las especies que no han entrado como candidatas, se pueden citar algunas como: el Busardo Moro (*Buteo rufinus*), el Vencejo Moro (*Apus affinis*), Bulbul Naranjero (*Pycnonotus barbatus*), Chagra del Senegal (*Tchagra senegala*). Tampoco se han considerado otras especies magrebíes que, o bien son accidentales en las ciudades autónomas (p.e., algunas collalbas y curruças propias de esta región), o bien su presencia en el territorio español (por citarse en Ceuta y Melilla), es anecdótica teniendo en cuenta que sus poblaciones son despreciables en relación al resto de la región del Magreb.

De esta manera, se generó una lista conservadora de 205 taxones (177 especies y 23 subespecies) que representaba poco más del 50% de los taxones potenciales de la avifauna española (especies y subespecies candidatas, véase a continuación) que cumplía los criterios preliminares de selección. Se aseguraba que la lista de taxones potenciales para el Libro Rojo incluía aquellos que eran motivo de preocupación a nivel mundial, europeo, nacional, regional (principalmente endemismos canarios), y otras especies de distribución restringida susceptibles de calificar bajo el criterio C de la UICN (UICN, 2001).

La lista de taxones candidatos se presentó en los dos talleres de expertos (el nacional y el dedicado a la avifauna canaria), con el fin de revisarla e incluir si se considerase necesario más especies que, *a priori*, pudiesen cumplir los criterios de la UICN.

TAXONOMÍA

Como referente para la taxonomía se sigue la obra de Snow & Perrins (1998), *“The Birds of the Western Palearctic”*, tanto a nivel específico como subespecífico. También se tuvieron en cuenta las recomendaciones posteriores realizadas por la Asociación de Comités Europeos de Rarezas (AERC/BOU) hasta junio de 2002. Estas obras utilizan como base para la organización de los taxones la lista propuesta por Voous (1977). Los nombres vulgares en Español siguen la *“Lista de las aves de España”* (De Juana, 1998). De forma general se evaluaron los taxones al nivel de subespecie siempre que fue posible por entender que el esfuerzo de conservación debe ser llevado al nivel de poblaciones.

DEFINICIONES DE LAS CATEGORÍAS DE LAS LISTAS ROJAS

Las Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN, tienen la intención de ser un sistema de fácil comprensión para clasificar especies en alto riesgo de extinción global. El fin general del sistema es brindar una estructura objetiva y explícita para la clasificación de la gama más amplia de especies según su riesgo de extinción. Sin embargo, mientras que la Lista Roja puede enfocar la atención sobre aquellos taxones en mayor riesgo, no es el único medio de establecer prioridades para su conservación.

Se ha comprobado que el sistema de listas rojas es aplicable para la mayoría de los organismos, con excepción de los microorganismos. Sin embargo, se debe señalar que, aunque el sistema sitúa a especies en las categorías de amenaza con un grado alto de fiabilidad, los criterios no tienen en cuenta “su historia natural”. Por lo tanto, en ciertos casos concretos el riesgo de extinción puede estar sub o sobreestimado.

Durante casi 30 años y hasta 1994 se emplearon, con alguna modificación, categorías subjetivas de especies amenazadas en los Libros Rojos (Red Data Book) y Listas Rojas de la UICN. Aunque la necesidad de revisar las categorías había sido ampliamente reconocida, los criterios que se emplean en la actualidad comenzaron a estudiarse en 1989, a petición del Comité Directivo de la Comisión de Supervivencia de Especies (CSE) de la UICN, para desarrollar un enfoque más objetivo. El Consejo de la UICN adoptó el nuevo sistema para Listas Rojas en 1994.

Las nuevas Categorías y Criterios de la Lista Roja de la UICN tienen varios fines específicos, entre los que se encuentran aportar un sistema que pueda ser empleado coherentemente por diferentes personas, mejorar la objetividad ofreciendo a los usuarios una guía clara sobre cómo evaluar los diferentes factores que conducen al riesgo de extinción, ofrecer un sistema que facilite comparaciones entre taxones de manera muy amplia y proporcionar a las personas que se encuentran utilizando listas de especies amenazadas, una mejor comprensión de cómo fue clasificada cada especie.

Las categorías y criterios seguidos en este Libro Rojo corresponden a la versión 3.1. de 9 de febrero de 2000 (UICN, 2001). Esta versión considera las siguientes nueve categorías:

Extinto (EX)

Un taxón está Extinto cuando no queda ninguna duda razonable de que el último individuo existente ha muerto. Se considera que

un taxón está Extinto cuando prospecciones exhaustivas de sus hábitats, conocidos y/o esperados, en los momentos apropiados (diarios, estacionales, anuales), y a lo largo de su área de distribución histórica, no ha podido detectar un solo individuo. Las prospecciones deberán ser realizadas en períodos de tiempo apropiados al ciclo de vida y formas de vida del taxón.

En Peligro Crítico (CR)

Un taxón está En Peligro Crítico cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para En Peligro Crítico y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo extremadamente alto de extinción en estado silvestre.

En Peligro (EN)

Un taxón está En Peligro cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para En Peligro y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo muy alto de extinción en estado silvestre.

Vulnerable (VU)

Un taxón es Vulnerable cuando la mejor evidencia disponible indica que cumple cualquiera de los criterios “A” a “E” para Vulnerable y, por consiguiente, se considera que se está enfrentando a un riesgo alto de extinción en estado silvestre.

Casi amenazado (NT)

Un taxón está Casi Amenazado cuando ha sido evaluado según los criterios y no satisface, actualmente, los criterios para En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable; pero está próximo a satisfacer los criterios, o posiblemente los satisfaga, en el futuro cercano.

Preocupación menor (LC)

Un taxón se considera de Preocupación Menor cuando, habiendo sido evaluado, no cumple ninguno de los criterios que definen las categorías de En Peligro Crítico, En Peligro, Vulnerable o Casi Amenazado. Se incluyen en esta categoría taxones abundantes y de amplia distribución.

Datos insuficientes (DD)

Un taxón se incluye en la categoría de Datos Insuficientes cuando no hay información adecuada para hacer una evaluación, directa o indirecta, de su riesgo de extinción basándose en la distribución y/o condición de la población. Un taxón en esta categoría puede estar bien estudiado, y su biología ser bien conocida, pero carecer de los datos apropiados sobre su abundancia y/o distribución. Datos Insuficientes no es por lo tanto una categoría de amenaza. Al incluir un taxón en esta categoría se indica que se requiere más información, y se reconoce la posibilidad de que investigaciones

futuras demuestren que una clasificación de amenazada pudiera ser apropiada. Es importante hacer un uso efectivo de cualquier información disponible. En muchos casos habrá que tener mucho cuidado en elegir entre Datos Insuficientes y una condición de amenaza. Si se sospecha que la distribución de un taxón está relativamente circunscrita, y si ha transcurrido un período considerable de tiempo desde el último registro del taxón, entonces la condición de amenazado puede estar bien justificada.

No evaluado (NE)

Un taxón se considera No Evaluado cuando todavía no ha sido clasificado en relación con estos criterios.

PROCEDIMIENTOS PARA APLICAR LAS CATEGORÍAS DE LA UICN

Para facilitar la interpretación por parte de los expertos de los criterios se utilizó un esquema en el que se presentan de forma intuitiva (Tabla 1) y, ante cualquier duda surgida en la interpretación de los criterios, se recurrió a la fuente original (UICN, 2001). Salvo otra indicación, se tomó el mismo criterio de “generación” utili-

zado por BirdLife International en el proyecto de revisión de *Birds in Europe II* (en prep.). Cuando las tres generaciones superaron la década, y en los casos en que se utilizaron algunos de los criterios que requieren información sobre la “generación”, se proporcionó esta información en los textos.

En general, los criterios de la UICN han sido desarrollados para realizar evaluaciones a escala global, o para evaluar taxones aislados (sin contacto por inmigración o emigración) de otras poblaciones de regiones vecinas (comportándose como si de una población global se tratase). Es por ello que el uso de los nuevos criterios permite evaluar sin problema el riesgo de extinción de un taxón endémico o de una población aislada (situación frecuente de la avifauna canaria). Existen dudas frecuentes sobre la conveniencia de aplicación de los criterios de la UICN en regiones de superficie relativamente pequeña, con el argumento de que al utilizar los criterios, una proporción importante de los taxones podrían calificar (atendiendo al área de distribución u ocupación pequeña).

Para el caso de los taxones endémicos del archipiélago canario la aplicación de los criterios se realizaron atendiendo exclusivamente a los criterios de la UICN, sin hacer correcciones regionales del riesgo de extinción ya que el riesgo de extinción afecta a toda la población. La combinación de alta diversidad, grado de endemidad, aislamiento y fragmentación natural (entre islas) e

TABLA 1. ESQUEMA DE LA APLICACIÓN DE LOS CRITERIOS DE LA UICN (Interpretación de SEO/BirdLife de UICN, 2001)

Tipo de criterio	Criterios principales	Subcriterios	
A. Disminución Poblacional Rápida Excluyentes \updownarrow	Declive $\geq 90\%$ en 10 años ó 3 generaciones (CR) en base a 1:	<i>PASADO (sólo 10 años / 3 gener.)</i> 1. Declive ocurrido (observado, estimado, inferido o sospechado); siendo las causas de la reducción: claramente reversibles + entendidas + <i>han cesado</i> , basado en cualquiera de a-e:	a. Observación directa b. Índice de abundancia apropiado para el taxón
	Declive $\geq 70\%$ en 10 años ó 3 generaciones (EN) en base a 1:		
	Declive $\geq 50\%$ en 10 años ó 3 generaciones (VU) en base a 1:		
	Declive $\geq 80\%$ en 10 años ó 3 generaciones (CR) en base a 2, 3 ó 4:	<i>PASADO (sólo 10 años / 3 gener.)</i> 2. Declive ocurrido (observado, estimado, inferido o sospechado); <i>declive/causas pueden no haber cesado</i> o sido entendidas necesariamente, pudiendo no ser reversibles, basado en cualquiera de a-e:	c. Disminución del área de distribución, área de ocupación y/o calidad de hábitat.
Declive $\geq 50\%$ en 10 años ó 3 generaciones (EN) en base a 2, 3 ó 4:			
	Declive $\geq 30\%$ en 10 años ó 3 generaciones (VU) en base a 2, 3 ó 4:	<i>FUTURO (sólo 10 años / 3 gener.)</i> 3. Declive <i>proyectado</i> o sospechado, basado en cualquiera de a-e:	d. Niveles actuales o potenciales de explotación
	Declive $\geq 20\%$ en... (NT) en base a 2, 3 ó 4:	<i>PASADO-FUTURO (sólo 10 años / 3 gener.)</i> 4. Declive ocurrido (observado, estimado, inferido, proyectado o sospechado), donde <i>dicho periodo debe incluir pasado y futuro</i> ; causas del declive pueden no haber cesado, no ser bien conocidas o no ser reversibles necesariamente, basado en cualquiera de a-e:	e. Efecto de taxones introducidos, hibridación, patógenos, contaminación, competencia o parásitos

B. Área de Distribución/ Ocupación Pequeña	<p>1. Área de distribución estimada <100 km² (CR) ó <5.000 km² (EN) ó <20.000 km² (VU) indicando las estimas por lo menos dos de a-c:</p>	<p>a. Fragmentación severa ó solo se conoce en: una sola localidad (CR) en 5 localidades (EN) en no más de 10 localidades (VU)</p>	
			i. Área de distribución
			ii. Área de ocupación
			iii. Área, extensión y o calidad del hábitat
			iv. Número de localidades o subpoblaciones
	v. Número de individuos maduros		
	<p>2. Área de ocupación estimada <10 km² (CR) ó <500 km² (EN) ó <2.000 km² (VU) indicando las estimas por lo menos dos de a-c:</p>	<p>b. Declive continuo (observado, inferido o proyectado) en por lo menos uno de los siguientes i-v:</p>	
			i. Área de distribución
			ii. Área de ocupación
			iii. Número de localidades o subpoblaciones
iv. Número de individuos maduros			
<p>y/o</p>			
<p>2. Área de ocupación estimada <10 km² (CR) ó <500 km² (EN) ó <2.000 km² (VU) indicando las estimas por lo menos dos de a-c:</p>		<p>c. Fluctuaciones extremas en cualquiera de los siguientes i-iv:</p>	
<p>Nota: si AO < 20 km² ver VU D2</p>			i. Área de distribución
			ii. Área de ocupación
			iii. Número de localidades o subpoblaciones
			iv. Número de individuos maduros

C. Población Pequeña y en Declive	<p>Población <250 individuos maduros (CR) y 1 ó 2</p>	<p>1. Declive continuado >25% en 3 últimos (o próximos) años ó 1 generación (última) (CR) Declive cont. >20% en 5 últimos (o próx.) años ó 2 últ. generaciones (EN) Declive cont. >10% en 10 últimos (o prox.) años ó 3 generaciones (VU)</p>	
	<p>Población <2,500 individuos maduros (EN) y 1 ó 2:</p>		
	<p>Población <10,000 individuos maduros (VU) y 1 ó 2:</p>		
	<p>Población <15.000 (NT)</p>		<p>2. Declive continuado (oservado, proyectado o inferido) en el número de individuos maduros y por lo menos uno de a-b:</p>
	<p>a. Estructura de la población en la forma de uno de los siguientes (i-ii):</p>		
<p>i. Se estima que ninguna de las subpoblaciones contiene más de: 50 inds. maduros (CR) 250 inds. maduros (EN) 1.000 inds. Maduros (VU)</p>			
<p>ó</p>			
<p>ii. Al menos el 90% de los individuos maduros en una subpoblación (CR) Al menos el 95%... (EN) Todos los individuos maduros en una subpoblación (VU)</p>		<p>b. Fluctuaciones extremas en el número de individuos maduros</p>	
<p>y/o</p>			

D. Población muy pequeña	Tamaño poblacional estimado <50 individuos maduros (CR)
	Tamaño poblacional estimado <250 individuos maduros (EN)
D. Población muy pequeña o restringida	1. Tamaño poblacional estimado <1.000 (<1.500 [NT]) individuos maduros
	2. Población con un «Área de ocupación» muy restringida <20 km ² o número de localidades normalmente <=5, siendo por ello muy susceptible al efecto de actividades humanas o eventos estocásticos en un período de tiempo muy pequeño y con un futuro incierto, siendo por ello posible que pase a estar En Peligro Crítico o inclusive llegar a extinguirse en un corto período de tiempo.
VU	

N.º de localidades <8 **(NT)**

E. Análisis Cuantitativo *	Probabilidad de extinción en estado silvestre >50% en 10 años o 3 generaciones (CR) >20% en 20 años o 5 generaciones (EN) >10% en 100 años (VU)
-----------------------------------	---

* no utilizado por BirdLife International en *Threatened Birds of the World*.

inducida (por la destrucción de hábitats únicos), explica el alto porcentaje de taxones canarios que han calificado en este Libro Rojo, que en definitiva debería ser idéntico a un libro rojo exclusivo de Canarias (presuponiendo que no hay errores en las evaluaciones, y atendiendo a la relativamente escasa información cuantitativa hoy en día disponible).

Sin embargo, cuando se trata de evaluar el riesgo de extinción de un taxón que mantiene algún tipo de contacto con poblaciones de regiones vecinas, se llevaron a cabo dos pasos (Gärdenfors *et al.*, 2001):

- 1) En un primer paso se evaluaron los taxones con los criterios de la UICN como si la población española del taxón objeto de la evaluación se encontrara completamente aislado de regiones vecinas, obteniéndose en primera instancia una primera categoría de amenaza.
- 2) En un segundo paso, se corrigió el riesgo de extinción atendiendo a la relación de intercambio/reclutamiento que pueda existir con poblaciones conespecíficas de regiones vecinas y a la probabilidad de que el taxón pudiera beneficiarse de un “efecto rescate” por parte de otras poblaciones disminuyendo así el riesgo real de extinción del taxón en la región de la evaluación. Normalmente, la corrección es de un nivel, aunque en algunos casos fue de varios niveles. Estos detalles están explicados en Gärdenfors *et al.* (2001).

Para realizar la corrección del riesgo de extinción a nivel regional, se ha utilizado el esquema conceptual de la Figura 2, haciéndose notar que existen ligeras diferencias con la versión original de Gärdenfors *et al.* (2001), que a criterio de los coordinadores del Libro Rojo, permite mayor claridad y concreción de los pasos necesarios. En todo caso, estos autores, al igual que la UICN (2001) recomiendan que cualquier decisión en las evaluaciones debe ser adecuadamente documentada, algo que se ha seguido de forma rigurosa en este ejercicio, permitiendo posibles revisiones futuras.

En particular, la corrección del riesgo de extinción recomendada, que consiste en aumentar un nivel para los casos en que la

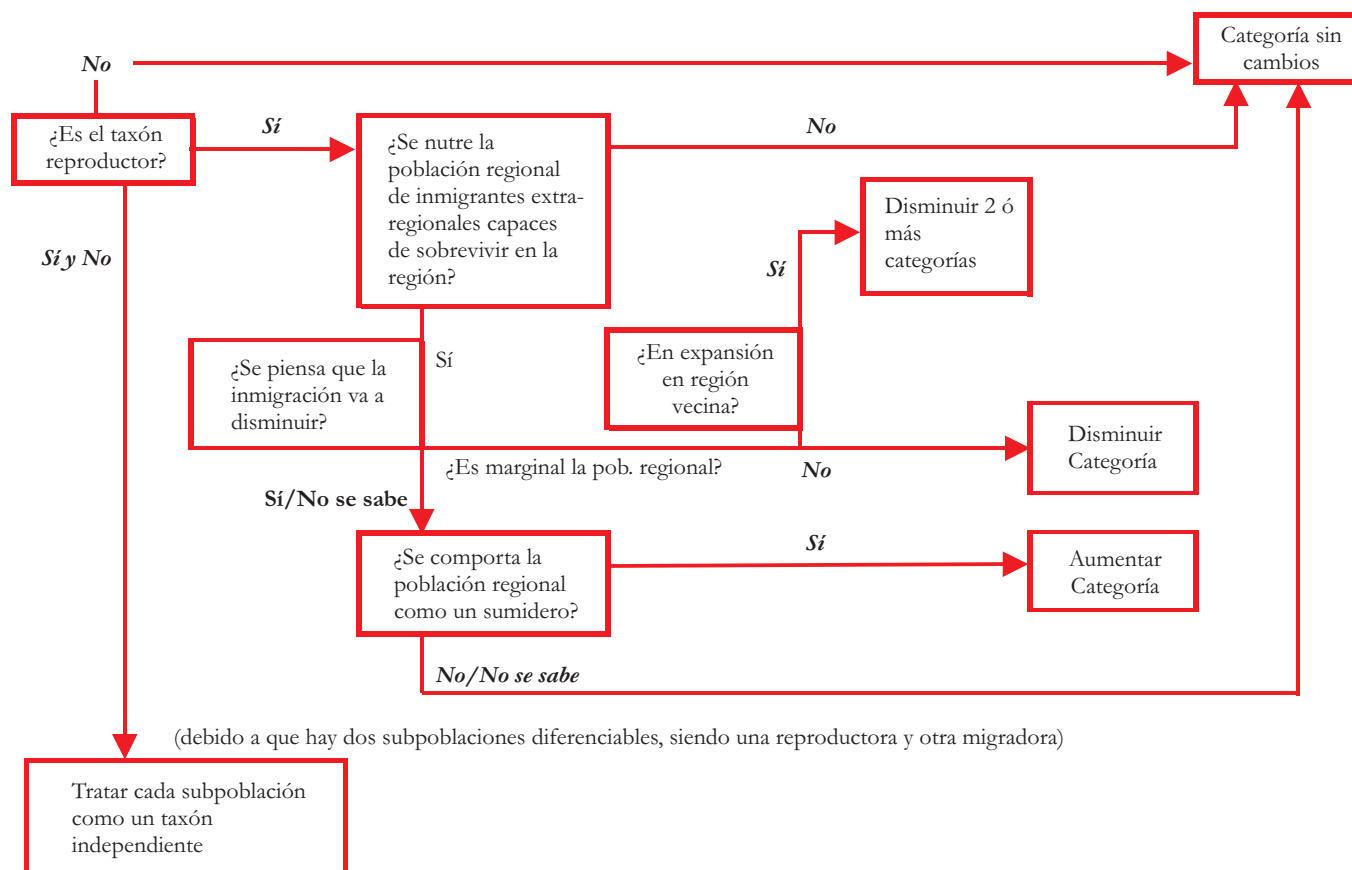
población regional se comporta como un “sumidero”, y que las poblaciones de la región vecina se encuentran en declive y no se prevé que la inmigración vaya a continuar, no se ha utilizado en ninguna oportunidad, por considerarse una decisión subjetiva cuando se carece de suficiente información para diferenciar claramente casos donde un taxón se encuentra en declive de cuando declina y además se comporta como un “sumidero”. Algunas de las especies que podrían haber sido candidatas a esta corrección “al alza”, ya calificaban en la máxima categoría de amenaza, por lo que no ha sido necesario hacer mayores modificaciones.

Las evaluaciones se realizaron de forma preliminar en el transcurso de los dos talleres (nacional y canario), y posteriormente, una vez concluida la ficha, se procedió a la evaluación definitiva. De forma resumida, cada evaluación se justifica en el párrafo introductorio a cada taxón. En general, teniendo en cuenta las evaluaciones preliminares y las fichas finales, los coordinadores del Libro Rojo propusieron la categoría y criterios de la UICN que mejor se ajustaron. En la mayor parte de los casos, las evaluaciones se realizaron con suficiente intercambio de opiniones entre autores de fichas y coordinadores del Libro Rojo. En algunas evaluaciones complejas, se procedió a consultar con expertos externos para contar con opiniones adicionales y facilitar el proceso de evaluación final. Se debe destacar que finalmente, pese a las dificultades de algunas evaluaciones, la decisión final contó con el consenso de los autores de fichas y los coordinadores del Libro Rojo.

TALLERES NACIONALES Y REGIONALES

La preparación del libro rojo ha contado con la participación de 64 especialistas en dos talleres.

Taller de Valsaín (4-5 de octubre de 2001). Durante este primer taller (de ámbito nacional), los participantes se repartieron en seis grupos de trabajo sobre aves: marinas, acuáticas, rapaces, esteparias, forestales, montañas y paseriformes (incluido



Nota: No se pueden hacer ajustes (subir o bajar niveles) en las siguientes categorías: EX; EW; RE; DD; NE

Figura 2. Esquema conceptual de corrección del riesgo de extinción a nivel regional (véase Gärdenfors *et al.*, 2001 para más detalles).

misceláneas). De forma previa al taller, cada participante tuvo una lista de los taxones que se considerarían en cada grupo. En todo momento se intentó contar con un diverso grupo de participantes de tal forma que estuviese recogida la máxima experiencia posible en las diferentes especies y regiones de nuestro territorio. Cada grupo de trabajo contó con un coordinador. De forma previa al taller, se solicitó a los participantes que llevaran información resumida y actualizada sobre las especies (en sus respectivos ámbitos geográficos). Cada grupo contó con: a) tablas borrador con información preliminar de algunas especies candidatas (población y tendencia, organizada por años); b) borradores de algunas fichas disponibles; c) criterios de la UICN (versión 3.1); d) tabla simplificada para facilitar la interpretación de los criterios; e) borrador de directrices para la corrección regional (en esa fecha, todavía no había sido publicada la versión actual: Gärdenfors *et al.*, 2001); f) lista preliminar de especies; g) lista propuesta de autores potenciales de fichas; h) mapa geográfico de España (1:1.000.000).

Los objetivos del taller fueron los siguientes:

- 1) Definir la lista final de especies a evaluar.
- 2) Completar la información de interés para las fichas.
- 3) Realizar una evaluación preliminar de los taxones candidatos.
- 4) Buscar un consenso sobre las tendencias y amenazas de los taxones candidatos.
- 5) Identificar las principales amenazas.
- 6) Proponer autores para redacción de textos.

Los resultados de los trabajos en grupo, se presentaron en sesión plenaria por los portavoces de los distintos grupos y la lista resultante con la primera evaluación de los riesgos de extinción se publicó posteriormente de la página web de SEO/BirdLife con el fin de recoger nuevos comentarios por parte de colaboradores y ornitólogos.

Taller Regional de Canarias (12 de abril de 2002). Este taller contó con la participación de once ornitólogos especialistas en la avifauna canaria y la coordinación de los editores del Libro Rojo. Se siguió una metodología similar al taller de Valsain, y la lista de taxones sometidos a evaluación fue de 26, realizándose evaluaciones preliminares para 16 taxones y aproximaciones para otro buen número de especies. En el taller se seleccionaron autores potenciales para cubrir los taxones canarios propuestos, teniendo en cuenta la experiencia de los ornitólogos canarios. Los resultados del taller fueron nuevamente circulados entre los participantes, para recabar mayor información que permitiera continuar con las evaluaciones pendientes.

FUENTES DE INFORMACIÓN

Las principales fuentes de información para la evaluación de las especies son las siguientes:

- 1) Bibliografía técnica publicada: libros rojos mundial, nacional y regionales, atlas ornitológicos (europeo, nacional y regionales), anuarios ornitológicos, revistas especializadas, etc.

- 2) Información disponible en SEO/BirdLife: censos de aves, archivos por especies, biblioteca, informes de especies, proyectos, etc.
- 3) Informes de los proyectos realizados por SEO/BirdLife: principalmente Atlas, programa SACRE y otros proyectos de seguimiento de avifauna.
- 4) Informes inéditos de las CCAA.: Durante 1999-2001, se realizaron visitas a todas las direcciones generales de medio ambiente (medio natural) con el objetivo de recabar información para el Libro Rojo y el Atlas.
- 5) Informes y publicaciones disponibles en la Dirección General para la Conservación de la Naturaleza (MIMAM).
- 6) Correspondencia con cientos de ornitólogos: La información queda archivada en formato digital como parte documental de la elaboración del Libro Rojo.
- 7) Comunicaciones personales: tanto de los autores de las fichas como de los coordinadores con otros colaboradores.
- 8) Fuentes propias de los autores entre la que se encuentra abundante información inédita.

CONTENIDO DE FICHAS

Con el fin de documentar el riesgo de extinción de cada una de las especies se ha realizado una ficha para cada taxón con la siguiente información:

- 1) Nombre común.
- 2) Nombre científico.
- 3) Categoría resultante y criterios.
- 4) Autor(es).
- 5) Resumen de la ficha y breve justificación de la categoría.
- 6) Distribución.
- 7) Población y tendencia.
- 8) Ecología.
- 9) Amenazas.
- 10) Medidas de conservación en curso.
- 11) Medidas de conservación propuestas.

Resultados y conclusiones

RESULTADOS GENERALES

La Tabla 2 detalla el número de taxones que han calificado para cada una de las categorías de la UICN, para un total de 175 taxones de aves evaluados. El Anexo I proporciona la lista exhaustiva de todos los taxones evaluados organizados por la categoría asignada, e incluye asimismo los criterios de la UICN por los que ha calificado cada uno (una vez corregido el riesgo de extinción, según se explica en Metodología).

El número de taxones considerados extinguidos a nivel mundial en España desde el s.XIX son dos: el Ostrero Canario (*Hæmatopus meadewaldoi*) y la Tarabilla Canaria (*Saxicola dacotiae murielae*) subespecie de las islas de Montaña Clara y Alegranza. El resto de los taxones extinguidos, lo son a nivel regional (RE), esto es, aquellos que en alguna época formaron parte de la avifauna del territorio español, y en la actualidad se consideran desaparecidos, aunque sobreviven en otras regiones (véanse las fichas de los taxones extinguidos a continuación de las de las especies amenazadas).

De la Tabla 2b se deduce que el 25% de la avifauna española (391 taxones considerados candidatos para evaluación), se considera amenazada (CR, EN, VU), el 8% (32) “Casi Amenazado” (NT), y el 6% (25) en la categoría de “Datos Insuficientes” (DD). Para obtener una idea de conjunto sobre el estado de conservación de la avifauna, se puede hablar de taxones con “problemas de conservación” (o estado desfavorable), esto es, aquellos que califican en alguna de las categorías de “amenaza” o “casi amenaza” (131 ó el 34% de la avifauna). Este porcentaje podría inclusive ser superior si se considera que todavía restan 25 taxones de los que no se tiene suficiente información para su evaluación, pero que no se descarta que pudieran cumplir cualquiera de los criterios para que califiquen en otras categorías (amenaza o casi-amenaza).

El uso de la categoría DD se ha intentado evitar en lo posible, es por ello que cuando finalmente se ha utilizado (14% de todas las evaluaciones: Tabla 2a), se debe interpretar que el nivel de información disponible para este grupo de aves es extremadamente pobre, y por consiguiente, resulta subjetivo en exceso asignar cualquiera de las categorías de la UICN. En estos casos, las administraciones competentes tienen una gran responsabilidad en aclarar su situación real. Como principio de precaución debe sospecharse que un taxón DD bien puede llegar a calificar en cualquiera de las categorías de amenaza. La mayor parte de estos taxones (68%) son especies y subespecies endémicas de las islas Canarias. Teniendo en cuenta sus distribuciones restringidas, a poco que exista un declive, fluctuaciones o fragmentación, podrían llegar a calificar en alguna de las cuatro categorías de amenaza

TABLA 2. NÚMERO DE TAXONES QUE HAN CALIFICADO PARA CADA UNA DE LAS CATEGORÍAS DE LA UICN

Tabla 2a

EX	2	1%	9	5%
RE	7	4%		
CR	15	9%	99	57%
EN	39	22%		
VU	45	26%		
NT	32	18%	32	18%
DD	25	14%	25	14%
LC	10	6%	10	6%
Totales	175	100%	175	

Tabla 2b: Taxones con “problemas de conservación”

CR	15	25%	34%	40%
EN	39			
VU	45			
NT	32			
DD	25			
Totales	156			

2a. Categorías, número de taxones en cada una, y porcentaje del total evaluado (columnas 1-3 respectivamente); las columnas 4 y 5 representan el número total de taxones agrupados: “extinguidos” (EX y RE) y “amenazados” (CR, EN y VU) (se indica el porcentaje en relación al número total de evaluaciones realizadas).

2b. Agrupa a los taxones evaluados como amenazados y “en estado desfavorable” (amenazados y casi-amenazados) y el porcentaje en relación al total de taxones candidatos (391) (más detalles en el texto). CR: En Peligro Crítico; EN: En Peligro; VU: Vulnerable; NT: Casi Amenazado; DD: Datos Insuficientes.

za o casi-amenaza. Es, por ejemplo el caso de *Buteo buteo insularum*, *Falco tinnunculus canariensis*, *Tyto alba gracilirostris*, etc.

Los 15 especies/taxones que han calificado en Peligro Crítico afrontan un alto riesgo de extinción en un futuro próximo (probabilidad >50% en las próximas tres generaciones). Dependiendo de la longevidad de las especies, estas tres generaciones pueden abarcar de una década hasta más de 54 años, como ocurre en el caso de la Pardela Balear (*Puffinus mauretanicus*). Para esta especie, la mortandad de los adultos tiene consecuencias graves en la dinámica poblacional y en su capacidad de recuperación, que es muy inferior respecto a especies con generaciones de menor duración. De estos 15 taxones en Peligro Crítico, destacan por el grado de responsabilidad que España tiene en un contexto mundial y/o europeo: la Pardela Balear, el Alimoche Canario o Guirre (*Neophron percnopterus majorensis*), la Cerceta Pardilla (*Marmaronetta angustirostris*), la subespecie canaria de Terrera Marismaña (*Calandrella r. rufescens*) y el Pinzón Azul de Gran Canaria (*Fringilla teydea polatzeki*). La extinción de cualquiera de estos taxones endémicos, supondría una extinción global. Mientras que en otros casos, ej. la Cerceta Pardilla, con aproximadamente un tercio de la población mundial (Vulnerable: BirdLife International, 2000) en Europa, supondría también una grave pérdida, poniendo en peligro la viabilidad de la subpoblación del suroeste de Europa y norte de África. Otro tanto supondría la desaparición de la Focha Moruna (*Fulica cristata*), aunque en este caso, implicaría además la extinción de la especie en Europa. Otra de las especies críticamente amenazada es el Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*), con poblaciones insulares (Baleares y Canarias) en situación muy precaria y con unos efectivos excesivamente exigüos. A otro nivel en esta categoría de máxima amenaza se encuentran otra serie de especies, tales como el Avetoro Común (*Botaurus stellaris*), el Ánsar Campestre (*Anser fabalis rossicus*), el Porrón Pardo (*Aythya nyroca*), el Tarro Canelo (*Tadorna ferruginea*), el Torillo Andaluz (*Turnix sylvatica*), el Arao Común (*Uria aalge*) y Alcaudón Chico (*Lanius minor*); su extinción en nuestro territorio supondría una pérdida significativa de biodiversidad aunque, desde una perspectiva global, sus poblaciones mundiales no se verían significativamente afectadas teniendo en cuenta la cierta marginalidad de su presencia en España (aunque cada caso tiene sus particularidades: véase detalles en los textos relevantes). Las implicaciones desde un punto de vista de la biología de la conservación, pueden ser no obstante diversas, atendiendo a la originalidad genética de tales poblaciones relictuales y su conexión con otras subpoblaciones; este tipo de interpretaciones escapan al objetivo de este trabajo y requerirán, sin duda, de estudios específicos.

Un 8% de la avifauna (32 taxones) ha calificado como “Casi Amenazado”, lo que nos indica que todas ellas se encuentran próximas a considerarse amenazadas. Es necesario comenzar de forma temprana con las gestiones y actuaciones necesarias (detalladas en el apartado correspondiente del texto de cada especie) para asegurar que no pasan a engrosar la lista de taxones amenazados.

El Anexo I permite conocer más detalles sobre los criterios por los que ha calificado cada taxón. En algunos casos, ha sido necesario realizar una corrección al riesgo de extinción obtenido tras el primer paso de la evaluación regional (aplicación de los criterios de la UICN a nivel global, véase Metodología). En estas situaciones, la probabilidad de extinción de estos taxones es inferior de lo que podría deducirse de la evaluación, ya que la existencia de intercambio y reclutamiento de aves de otras regiones cercanas disminuye el riesgo real de extinción (véase Figura 2 en Metodología y Anexo I). La corrección a un nivel menor de amenaza se ha realizado en 23 ocasiones (14% del total de las eva-

luaciones realizadas), y a dos niveles menores tan sólo en 6 casos (4% de las evaluaciones).

Las pocas ocasiones en que se han aplicado las correcciones (18% de todas las evaluaciones), demuestra que, en conjunto, nuestra región tiene cierto grado de aislamiento geográfico con respecto a las regiones vecinas (un caso extremo es el del archipiélago canario). En la Península ibérica, a este aislamiento contribuyen dos razones principales: a) su propia situación peninsular, casi rodeada de mares y b) la barrera geográfica que para muchos taxones supone la cordillera pirenaica. Existen también otras situaciones de aislamiento (barreras biológicas-ecológicas) que impiden que pueda darse un intercambio efectivo capaz de invertir el riesgo de extinción de las poblaciones evaluadas cuando se dan situaciones de simpatria (con poblaciones vecinas) (véase Helbig *et al.*, 2002 para una revisión de situaciones posibles). En ningún caso se ha realizado una corrección del riesgo de extinción a la inversa, esto es, aumentando el riesgo de extinción. Para la utilización de esta posibilidad, se tendrían que haber dado un escenario complejo en el que a) ocurre un “efecto rescate” en la actualidad; b) se considera que la inmigración va a desaparecer (por un declive claro de las poblaciones vecinas); c) nuestra población es marginal; d) se comporta como un sumidero (véase Figura 2 en Metodología y Gärdenfors *et al.*, 2001).

COMPARACIÓN CON EL LIBRO ROJO DE 1992

La comparación de las evaluaciones del Libro Rojo actual con la evaluación de 1992 (Tabla 3), arroja resultados interesantes. En primer lugar, hay que resaltar que la comparación de los resultados de 1992 y 2002, no es técnicamente adecuada, teniendo en cuenta que los criterios de la UICN han evolucionado considerablemente. Sin embargo, se podría realizar una aproximación algo forzada si se consideran las categorías de amenaza de 1992 (E, V, R) como tres niveles de amenaza (de mayor a menor), que pueden equivaler a las tres categorías de amenaza (de mayor a menor: CR, EN, VU).

En la Tabla 3, se observa que el número de especies en la máxima categoría de amenaza ha disminuido netamente en 9 taxones, pasando de 24 a 15. El segundo y tercer nivel de amenaza permanece más o menos constante (diferencia de 1-3 taxones: 32/35 en el segundo nivel de amenaza y 43/44 en el tercero). El número de “Insuficientemente conocidos” o “indeterminados” (I/K) probablemente es comparable con DD (datos insuficientes), observándose una disminución de 7 taxones. Quedaría una categoría sin equivalencia posible (la de “Casi Amenazado”, con 37 taxones en 2002). Esta diferencia (37 taxones) resulta perfectamente lógica teniendo en cuenta que en 2002 se ha trabajado con un mayor número de taxones candidatos y que en 1992 sólo se intentaron identificar tres niveles de amenaza.

Del total de taxones que calificaron en 1992 en la máxima categoría de amenaza (E), en la actualidad se mantienen en el mismo nivel (CR): el Avetoro Común, el Ánsar Campestre, el Tarro Canelo, la Cerceta Pardilla, el Porrón Pardo, el Águila Pescadora, el Torillo Andaluz, la Focha Moruna, el Arao Común, el Alcaudón Chico y el Pinzón Azul de Gran Canaria. En algunos casos, como en el Ánsar Campestre, su desaparición, vaticinada en el Libro Rojo de 1992, parece haber llegado efectivamente una década después. De esta lista, solamente el Avetoro y la Focha Moruna han mejorado muy ligeramente su situación. Esta última, aunque ha mejorado considerablemente en la última década (en parte

TABLA 3. COMPARACIÓN DE LOS RESULTADOS DE LOS LIBROS ROJOS DE 1992 Y 2002

1992			2002			Dif.
E	24	99	CR	15	94	-9
V	32		EN	39		7
R	43		VU	45		2
			NT	32		
I/K	32		DD	25		-7
131			156			
sin contabilizar NT son:			124			

Nótese que la comparación entre categorías de 1992 y 2002 no es del todo correcta (véase texto para más detalles E = CR; V = EN; R = VU (ver explicaciones en el texto).

atribuible a varios proyectos de reintroducción en Andalucía y la Comunidad Valenciana), ha pasado de un estado desesperado a una situación de cierta esperanza, aunque manteniéndose vigente el máximo riesgo de extinción. En 2002 han subido varias especies no contempladas en el Libro Rojo de 1992: la Pardela Balear y el Alimoche Canario o Guirre, esto se debe al conocimiento reciente de cambios en su clasificación taxonómica (anteriormente desconocida). La situación del Arao Común ha llegado a una situación de prácticamente extinción (proceso acelerado por la catástrofe del *Prestige*). Igualmente ha ocurrido con el Alcaudón Chico, cuya situación muy poco dista de la extinción. Por último, el Torillo Andaluz y el Zarapito Picofino, siguen estando rodeados por el mismo halo de misterio que en 1992.

La Tabla 4 muestra varios ejemplos de especies que claramente han mejorado su estado de conservación en comparación con la situación de 1992. Nótese que dos de ellas (la Cigüeña Blanca y el Calamón) han pasado de considerarse segundo nivel de amenaza a una situación de no amenaza. Seis taxones han mejorado claramente su situación: Garcilla Cangrejera (*Ardeola ralloides*), Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*), Morito (*Plegadis falcinellus*), Malvasía Cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*), Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) y Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*). Resulta alentador que especies emblemáticas como la Cigüeña Negra, la Malvasía, el Quebrantahuesos y el Águila Imperial hayan mejorado considerablemente su estado de conservación a lo largo de la última década. No en vano, la mejoría se debe en parte al esfuerzo dedicado desde las administraciones públicas, entidades privadas y ciudadanía en general (red de espacios naturales, actitud ciudadana hacia la naturaleza, nueva legislación, etc.) (para más detalles véase De Juana, en prep.: *Ardeola*, 51).

Por otro lado, otros cuatro taxones muestran mejoras atribuibles a un mayor conocimiento actual y a una aparente y tímida recuperación (aunque no en todos los casos), p.ej.: Halcón Tagarote (*Falco peregrinoides*), Pico Dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*), Hubara Canaria (*Cblamydotis undulata*) y Paloma Turqué (*Columba bollii*).

La Tabla 5 muestra algunos ejemplos de taxones que claramente han empeorado su estado de conservación en comparación con la situación que se recogía en el Libro Rojo de 1992. Algunos de éstos, como la Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*), han sufrido notables declives, ascendiendo su categoría de

TABLA 4. ALGUNOS EJEMPLOS DE TAXONES QUE CAMBIAN DE CATEGORÍA DE AMENAZA (A MEJOR) 1992-2002

<i>Ardeola ralloides</i>	E	NT	3
<i>Ciconia nigra</i>	E	VU	1
<i>Ciconia ciconia</i>	V	—	3
<i>Plegadis falcinellus</i>	E	VU	1
<i>Platalea leucorodia</i>	V	VU	1
<i>Phoenicopterus ruber</i>	R	NT'	1
<i>Oxyura leucocephala</i>	E	EN	1
<i>Elanus caeruleus</i>	R	NT	1
<i>Gypaetus barbatus</i>	E	EN	1
<i>Aegypius monachus</i>	V	VU	1
<i>Aquila adalberti</i>	E	EN	1
<i>Aquila chrysaetos</i>	R	NT	1
<i>Falco eleonorae</i>	R	NT'	1
<i>Porphyrio porphyrio</i>	V	—	3
<i>Sterna hirundo</i>	R	NT	1
<i>Columba bollii</i>	R	NT	1

Se escogen casos donde se ve clara coherencia en los cambios; para detalles documentados sobre la evolución de estos y otros taxones, véanse las fichas del Libro Rojo y Tabla 3); la columna de la derecha indica el número de niveles de amenaza que baja cada taxón. Las dos cuadrículas en gris, indican que los taxones no cumplen criterios de amenaza, casi-amenaza u otros.

TABLA 5. ALGUNOS EJEMPLOS DE TAXONES QUE EMPEORAN SU SITUACIÓN DE AMENAZA 1992-2002

<i>Chersophilus duponti</i>	R	EN	2
<i>Calandrella rufescens rufescens</i>	V	CR	1
<i>Saxicola dacotiae dacotiae</i>	R	EN	2
<i>Parus caeruleus degener</i>	R	EN	2
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax barbarus</i>	R	EN	2
<i>Corvus corax canariensis</i>	R	EN	2

Se aplican los mismos comentarios que en la Tabla 4. La columna de la derecha indica el número de niveles de amenaza que asciende cada taxón en relación al Libro Rojo de 1992.

amenaza en dos niveles. Los otros cinco ejemplos son de taxones endémicos canarios que también han subido en dos niveles su grado de amenaza. Para la Terrera Marismeña de Tenerife (*Calandrella r. rufescens*), la situación ya era muy preocupante en 1992 y, en 2002, ha hecho más que empeorar, permaneciendo unas pocas parejas con un elevadísimo riesgo de extinción inminente. Para más ejemplos de especies que empeora su situación en relación a 1992, véase el Anexo II

NECESIDAD DE ADECUACIÓN DEL CATÁLOGO NACIONAL DE ESPECIES AMENAZADAS (CNEA)

EN el apartado de Objetivos (Introducción y métodos) ya se ha señalado la importancia de los libros rojos como uno de los tres pilares básicos para facilitar la identificación de prioridades de conservación. En ausencia de un ejercicio *ad hoc* para establecer prioridades, el Libro Rojo debe tener clara influencia en el proce-

so de catalogación nacional de especies amenazadas, así como en los respectivos catálogos regionales. Atendiendo a la clasificación actual de las categorías del CNEA (Anexo II), el resultado de este trabajo pone de relieve la necesidad de brindar protección legal acorde con los resultados de este Libro Rojo, valorados adecuadamente con otros aspectos a considerar (prioridad de conservación, responsabilidad de nuestro territorio en la conservación de un taxón a nivel mundial / regional, etc.).

El CNEA cuenta con tres categorías de amenaza: “En Peligro de extinción” (E), “Sensible a la alteración del hábitat” (SAH) y “Vulnerable” (V). Se considera que un taxón cuenta con un grado de protección adecuado cuando tiene lugar la siguiente equivalencia (categorías UICN y categorías del CNEA): CR= E; EN= E ó SAH; VU= E, SAH ó V. La Tabla 6 muestra que tan solo el 20% de la avifauna amenazada en el presente Libro Rojo cuenta con un nivel de protección adecuado (Tabla 6). Resulta interesante observar que el CNEA brinda protección legal adecuada a un mayor porcentaje de los taxones que han calificado en la categorías de En Peligro Crítico, como era de esperar. Los taxones que han calificado en este Libro Rojo en categorías medias y bajas (EN y VU) requerirán, sin embargo, atención especial en las próximas actualizaciones del CNEA: el 80% de la avifauna amenazada en la actualidad, no cuenta con el grado de protección que se considera necesario. Según se va disminuyendo en la escala de amenaza, las carencias de protección adecuada se acentúan, así en la categoría de “Vulnerable”, solo el 9% de los taxones de este nivel ya cuentan con la protección adecuada. Como conclusión, se pone de manifiesto la necesidad de adecuar el CNEA para otorgar suficiente protección a las especies amenazadas del Libro Rojo.

TABLA 6. NIVEL DE PROTECCIÓN LEGAL VIGENTE DE LA AVIFAUNA AMENAZADA (2002) EN EL CNEA

	LR 2002	CNEA	%	Protección legal adecuada
CR	15	8	53%	20%
EN	39	8	21%	
VU	45	4	9%	
	99	20		

La segunda columna indica el número de taxones en cada una de las categorías de amenaza del presente Libro Rojo (LR 2002); la tercera columna indica el número de taxones que reciben protección adecuada según los criterios indicados en el texto; la cuarta columna indica el porcentaje de taxones amenazados que recibe un nivel de protección satisfactorio en el CNEA; la quinta columna (Protección legal adecuada) indica el porcentaje de las especies amenazadas del nuevo Libro Rojo con protección adecuada.

¿POR QUÉ CRITERIOS HAN CALIFICADO LOS TAXONES?

La Tabla 7, recoge el número de taxones que califican para cada uno de los cuatro criterios de la UICN (A, B, C, D). El criterio para el que menos especies han calificado ha sido el A (declive poblacional rápido: ver Tabla 1, en Metodología), que se ha cumplido en el 19% de las evaluaciones. El criterio B (área de distribu-

ción pequeña en combinación con fragmentación y declive o fluctuaciones: ver Tabla 1, en Metodología) se ha cumplido en 45 evaluaciones (27% de los casos). El criterio C (población pequeña y en declive: ver Tabla 1, Metodología) se ha cumplido en 44 evaluaciones (27% de los casos). Se puede observar que el 60% de los taxones evaluados cumplen un solo criterio (A, B o C), que se desglosan como sigue: el 13% calificaron exclusivamente para el criterio A, igual número de casos para el criterio B; mientras que el criterio C ha sido el que menos ha calificado en exclusiva (18 casos); y el D (población pequeña), el que más, tanto en combinación con otros, como por criterio único (38 casos).

TABLA 7. PRINCIPALES CRITERIOS POR LOS QUE HAN CALIFICADO LOS TAXONES

			Sólo un criterio	
A	32	19%	22	13%
B	45	27%	21	13%
C	44	27%	18	11%
D	54	33%	38	23%
	166		99	60% por un solo criterio
			67	40% por más de un criterio

La segunda columna indica el número de evaluaciones en el que se ha utilizado cada criterio (la tercera columna representa el porcentaje en relación al total); la cuarta columna recoge el número de veces que se ha aplicado cada criterio de forma exclusiva (la quinta columna representa el porcentaje de cada caso en relación al total de casos).

Como conclusión, de las evaluaciones realizadas se puede interpretar, que la calidad de la información disponible para avalar de forma rigurosa las tendencias poblacionales de los taxones (criterio A) es, salvo contadas excepciones, insuficiente. Hay que tener en cuenta además que en general, es necesario un sistema de seguimiento diseñado para cada especie (Fernández Aransay, 2002). Aunque el cúmulo de información generada a lo largo de la última década es enorme, la información rigurosa disponible sobre el seguimiento de la avifauna es muy insuficiente. Esta ha sido una de las principales dificultades encontradas a la hora de realizar las evaluaciones de forma objetiva, con todo el rigor y potencial que tienen los nuevos criterios de la UICN.

Para solventar esta dificultad, se ha recurrido en no pocos casos al uso del Criterio A4, en el que conociendo parámetros y tendencias poblacionales recientes (para aquellos taxones que tienen una historia de seguimiento reciente), se puede proyectar la información conocida a un periodo de tres generaciones que incluya la tendencia reciente conocida y su proyección a futuro. De esta forma se han podido evaluar especies longevas, p.ej. la Pardela Balear y la Pardela Cenicienta, cuyas tres próximas generaciones nos llevan al año 2.062. Conocidas algunas variables demográficas actuales (mortalidad de adultos, tasa de declive anual, etc.), la Pardela Balear se habrá extinguido en el plazo de sus próximas tres generaciones, calificando por ello “En Peligro Crítico”. Teniendo en cuenta que esta especie es un endemismo de Baleares, su extin-

ción, según el panorama que hoy en día puede apreciarse, supondría la extinción global.

Algunos ejemplos de evaluación a futuro (con uno o más criterios) se resume en la Tabla 8 (más detalles en las fichas y los propios criterios: Anexo II). Todos ellos han generado interesantes debates en diversos ámbitos (talleres de evaluación, autores, evaluadores, revisores, etc.), y la justificación de cada evaluación ha quedado recogida de forma resumida en cada ficha.

Algunos ejemplos referidos anteriormente sobre los criterios de evaluación utilizados (referidos a la Tabla 7), se recogen en la Tabla 8.

TABLA 8. ALGUNOS EJEMPLOS DE TAXONES CUYOS DECLIVES SE HAN PROYECTADO A FUTURO Y/O PASADO-FUTURO

<i>Calonectris diomedea diomedea</i>	EN	A3		
<i>Puffinus mauretanicus</i>	CR	A3	A4	B2
<i>Phalacrocorax aristotelis aristotelis</i>	EN		A4	B2
<i>Oxyura leucocephala</i>	EN	A3		
<i>Aegyptius monachus</i>	VU			C1
<i>Aquila adalberti</i>	EN			C1
<i>Aquila chrysaetos</i>	NT			C1
<i>Falco naumanni</i>	VU	A3		
<i>Otis tarda</i>	VU		A4	

Más detalles en el texto y en Metodología.

PRINCIPALES AMENAZAS QUE AFECTAN A LOS TAXONES DEL LIBRO ROJO

Tal vez la identificación de las amenazas que se ciernen sobre los taxones evaluados con categoría NT o superior (128 taxones con ficha) es uno de los apartados de mayor utilidad para la gestión. Son muchas las amenazas que ponen en peligro la avifauna española, pero pueden resumirse en unas 20 categorías (Figura 3). A continuación se realiza un breve comentario de las amenazas más importantes:

Destrucción o pérdida de hábitat. Es la amenaza que afecta a un mayor número de taxones (90) entre los que destacan ocho con importancia Alta y que calificaron como En Peligro Crítico (*Aythya nyroca*, *Calandrella rufescens rufescens*, *Fulica cristata*, *Lanius minor*, *Marmaronetta angustirostris*, *Puffinus mauretanicus*, *Tadorna ferruginea*, *Turnix sylvatica*). Además, en el 69% de los casos (62 taxones), esta amenaza fue considerada como de importancia Alta. Ya en la revisión de las áreas importantes para las aves aparecía como la mayor amenaza afectando a las IBA (Viada, 1998).

Molestias humanas. Las molestias en la fauna son producidas por el hombre de formas muy diferentes, realizando deporte, pescando, observando fauna, paseando, circulando fuera de las pistas, recogiendo leña, etc. En total afecta a 53 taxones de los cuales cuatro están en situación crítica (*Calandrella rufescens rufescens*, *Fringilla teydea polatzeki*, *Neophron percnopterus majorensis*, *Pandion haliaetus*). En el 36% de los taxones la importancia de esta amenaza es Alta.

Abandono agrícola e intensificación agrícola y ganadera. La intensificación de los cultivos, como la puesta en regadío, está provocando graves pérdidas de hábitats esteparios y de secano cerealista. Además, supone destrucción de lindes y roturación de eriales, produciendo una disminución de los lugares de alimentación y cría para un gran número de especies así como un uso excesivo de productos fitosanitarios que disminuyen las presas potenciales para las aves. En total se vieron afectados 52 taxones, por citar algunos: *Falco naumanni*, *Otis tarda*, *Tetrax tetrax*, *Pterocles spp.*, *Calandrella rufescens*, etc. En total se encuentran afectadas por esta amenaza tres taxones En Peligro Crítico y otros 18 En Peligro de Extinción. El 54% de los taxones que se ven afectados por esta amenaza lo están gravemente y para otro 38% no hay datos para evaluar la importancia que tiene.

Causas naturales. En esta categoría se han incluido fenómenos como la competencia interespecífica, la depredación natural o diferentes interacciones con otras especies, que en condiciones normales no presentarían una amenaza, pero en el caso de algunos taxones con poblaciones muy pequeñas puede suponer una amenaza que las lleve a la extinción. Por ejemplo siete taxones En Peligro Crítico se encuentran en esta situación (p.ej. *Fringilla teydea polatzeki*, *Lanius minor*, *Turnix sylvatica* y *Uria aalge*).

Caza insostenible o ilegal. Aunque parezca increíble la caza ilegal puede suponer una amenaza para algunas especies en estado crítico (*Botaurus stellaris*, *Neophron percnopterus majorensis* y *Pandion haliaetus*) y para lagunas especies tan carismáticas como el Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) o el Águila-azor Perdicera (*Hieraetus fasciatus*).

Competencia y depredación por especies introducidas. En esta amenaza se incluyen tanto especies introducidas de aves, peces y mamíferos que depredan o compiten con las especies locales, como los animales domésticos asilvestrados o no. Esta es una amenaza muy frecuente en aves marinas y en la avifauna canaria en general. Las cuatro especies en estado Crítico son: *Calandrella rufescens rufescens*, *Fringilla teydea polatzeki*, *Fulica cristata* y *Puffinus mauretanicus*. Otras 19 especies catalogadas como En Peligro también se ven afectadas por esta amenaza.

Electrocuciones o colisiones en tendidos eléctricos e infraestructuras. En la Figura 3 se separaron las amenazas derivadas de los tendidos eléctricos de las del resto de infraestructuras (carreteras, parques eólicos, canalizaciones, minería, instalaciones deportivas de montaña, etc.) por el número de especies afectadas. Los tendidos eléctricos afectan a 24 taxones, teniendo para 10 de ellos una importancia alta. Por lo general las especies más afectadas son rapaces y otíidas. En total tres especies en estado crítico se ven afectados (*Botaurus stellaris*, *Neophron percnopterus majorensis* y *Pandion haliaetus*). Por su parte las amenazas producidas por infraestructuras en general afectan a un espectro más grande de taxones al ser producidas por diferentes tipos de infraestructuras.

El resto de amenazas afectan individualmente a menos de 20 especies, aunque alguna de ellas pueda llegar a ser muy importante para alguna de las especies, p.ej., el veneno para el Alimoche Canario (*Neophron percnopterus majorensis*) y el Milano Real (*Milvus milvus*). En la categoría "Otros" se incluyeron las siguientes amenazas: mala gestión del hábitat, la quema de pastos, reforestaciones, deforestación, destrucción o degradación de riveras, abandono de explotaciones salinas, contaminación lumínica y colisión con alambradas.

En la figura 4 se muestran las amenazas según la probabilidad de extinción de los taxones.

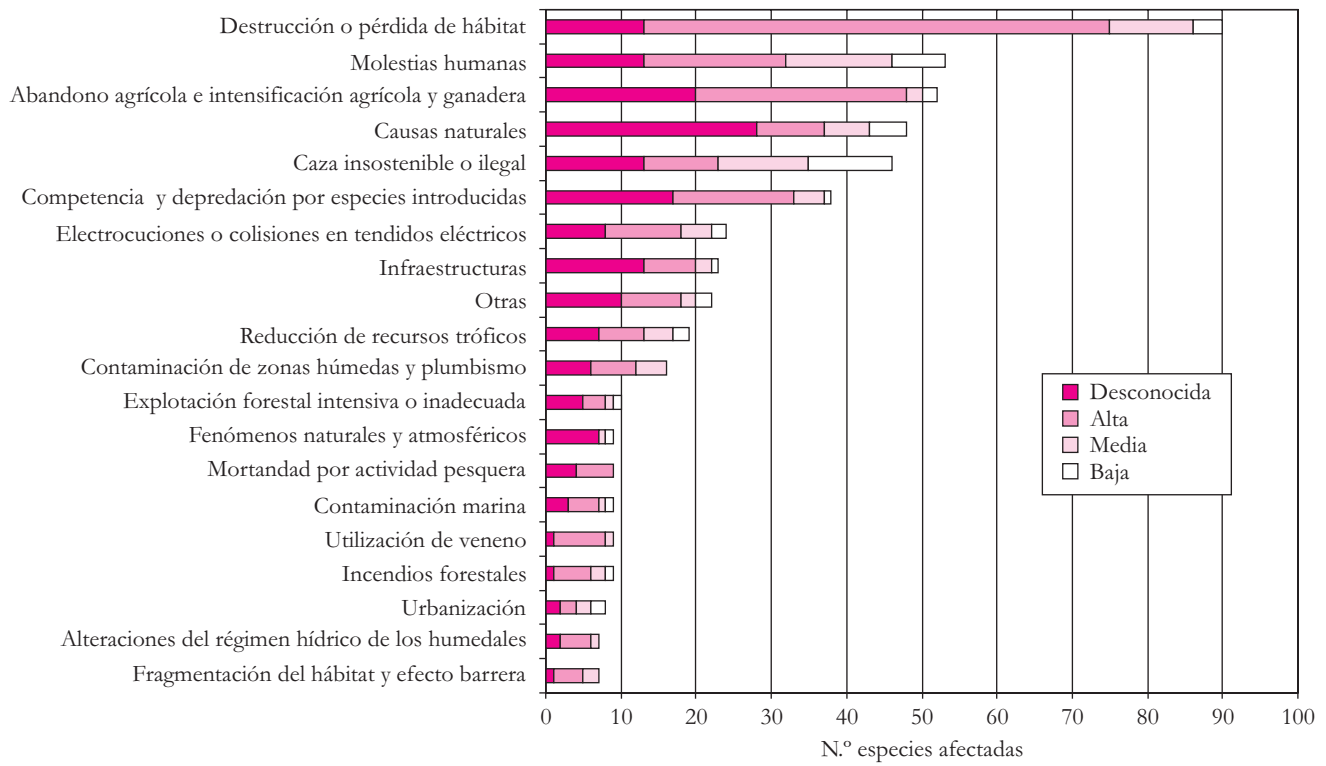


Figura 3. Número de especies afectadas por cada tipo de amenaza. Los colores indican la magnitud de la amenaza para cada taxón.

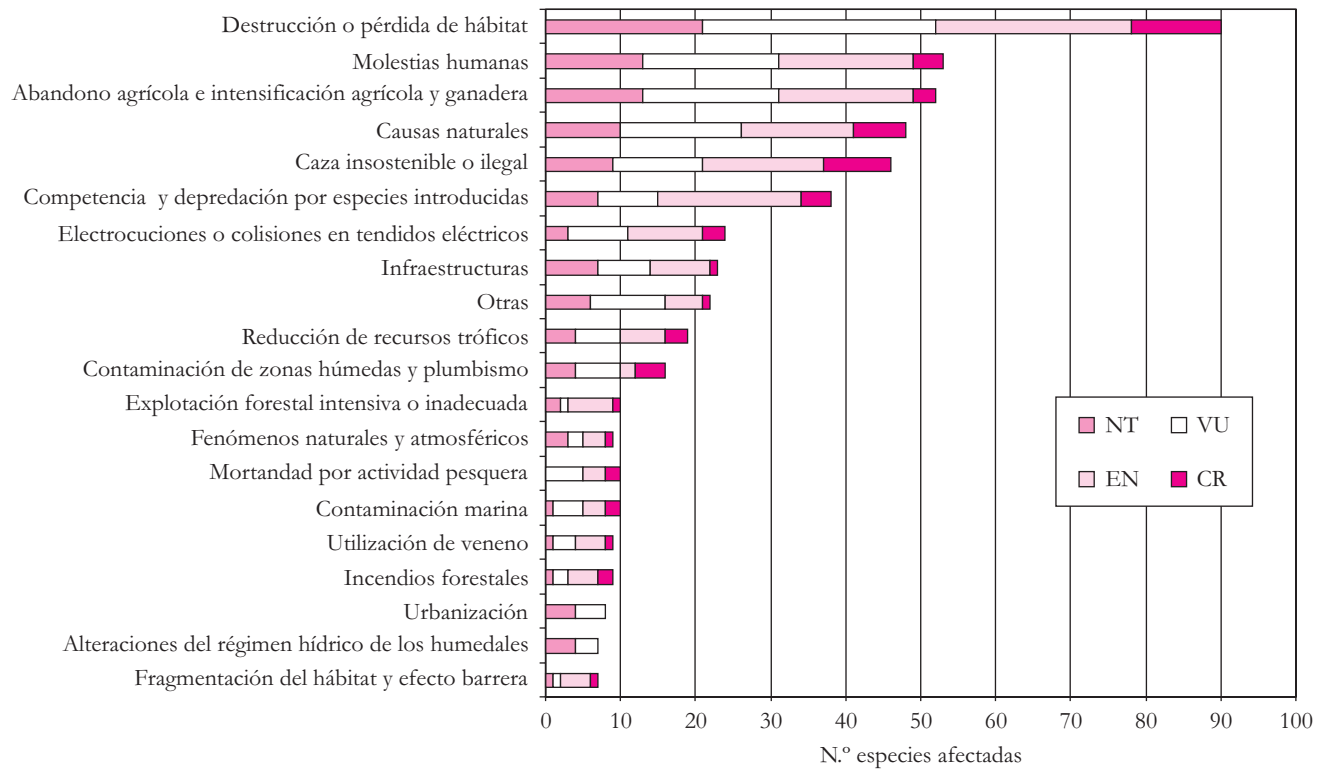


Figura 4. Número de especies afectadas por cada tipo de amenaza. Los colores indican la categoría de amenaza de cada taxón.

Colimbo Grande

Gavia immer

Vulnerable; VU D1

Autores: Antonio Sandoval y José Antonio de Souza

El Colimbo Grande presenta en España un pequeña población invernante que debe rondar los 270-340 individuos (cifra significativa que podría suponer entre un 12-50% de la población europea reproductora) aunque las estimas de la invernada y su tendencia distan de ser suficientemente detalladas y precisas. La invernada en nuestro país se reparte principalmente por las costas gallegas y asturianas. Sus principales amenazas son la contaminación por hidrocarburos y la captura accidental en artes de pesca. La especie califica como Vulnerable al tener una población estimada inferior a 1.000 individuos maduros.

DISTRIBUCIÓN

Se reproduce en Groenlandia (Dinamarca) e Islandia. Paso e invernada regular en aguas cántabro-galaicas (Paterson, 1997). Raro o muy raro en Andalucía y el Mediterráneo. Accidental en el interior y en Canarias.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población nidificante en Europa no se conoce con suficiente precisión, en particular la de Groenlandia que se estima entre 200-2.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000). En Islandia se conocen 300 pp. (Mudge, 1997). Esta población representa una pequeña parte marginal de la mundial (“unos pocos cientos de miles de parejas”, según Del Hoyo *et al.*, 1992). Los efectivos invernantes en el continente han sido estimados en unos 5.000 individuos (Rose & Scott, 1997).

España. La población ibérica fue evaluada en unos 500 ejemplares a comienzos de la década de 1990 (Álvarez Laó, 1993). Por su parte, Paterson (1997) cifra en 60-110 aves las presentes en las costas del noroeste de España. A partir de la información reciente (Paterson, 1997; Arce, 1998; Bahillo & Alonso, 1998; Pérez de Ana, 2000; J. A. De Souza & M. Lorenzo; datos propios; A. Sandoval, datos propios), nuestros cálculos arrojan un rango tentativo de 270-340 ejemplares para España. Dado que la población invernante en Portugal se supone muy escasa (Paterson, 1997), parece existir una discrepancia considerable entre las estimas cita-

das. Sin embargo, según nuestras observaciones, sus efectivos resultan sistemáticamente infravalorados en los “Censos de Aves Acuáticas de Enero”, al menos en Galicia y Portugal. No obstante, y pese a las dificultades censales que plantea la especie, creemos que se dispone de un conocimiento aceptable de las principales zonas de invernada, apoyado en un importante volumen de información bibliográfica e inédita. Así, este colimbo concentra sus efectivos más importantes en Asturias y A Coruña. Más concretamente, la bahía de Gijón (Asturias), la costa de Baldaio (Malpica de Bergantiños-Carballo-Laracha; A Coruña), la ría de Corcubión-costa de Carnota (Fisterra-Corcubión-Cee-Dumbría-Carnota; A Coruña) y la costa del Barbanza-ría de Arousa (Porto do Son-Ribeira-O Grove-Sanxenxo; A Coruña y Pontevedra), todas ellas superando normalmente los 15 ejemplares, albergan en conjunto no menos del 25% de los efectivos estimados y sobre un 60-70% de los censados. Es de destacar que el tramo costero comprendido entre Baldaio y la ría de Arousa (A Coruña; incluye a las IBA 003-Ría de Arosa y 004-Costa de la Muerte) acoge con regularidad, tanto en invierno como en primavera, en torno a 50-100 ejemplares, superando así el 1% de los efectivos invernantes en Europa (Rose y Scott, 1997; véase Viada, 1998).

ECOLOGÍA

Parece ocupar aguas costeras hasta la isobata de 50 m (Cramp & Simmons, 1977; Stone, 1995; Stone *et al.*, 1995; White & Reid, 1998). No obstante, dado que se alimenta principalmente de pe-

ces y crustáceos de fondo (Leopold *et al.*, 2000), tiende a evitar aguas profundas a fin de optimizar la profundidad de buceo. De hecho, Cramp & Simmons (1977) indican que la profundidad de buceo normal es menor de 10 m.

Una parte principal de la población se encuentra en costas abiertas y bahías expuestas, incluyendo aguas rasas y bajíos ante tramos de litoral arenoso y, quizá con menor densidad, frente a litoral rocoso, aunque una cantidad considerable también se refugia en bocas de rías e, incluso, en tramos externos de estuarios.

Está presente normalmente entre finales de noviembre y finales de mayo. Durante la muda de las plumas de vuelo (mancada), en febrero-abril, las aves adultas restringen lógicamente su distribución a tramos de costa muy concretos, con las consiguientes implicaciones para su conservación.

AMENAZAS

Dado que esta especie no abandona las aguas costeras durante su invernada en nuestras costas, está sujeta a un riesgo alto y constante de contaminación por hidrocarburos, y más particularmente durante el periodo de muda de las rémiges (Stone *et al.*, 1995). Es de destacar que precisamente las costas cántabro-galaicas son las más expuestas a este tipo de contaminación. Además, existe un riesgo de captura accidental en distintas artes de pesca (obs.

pers.), tanto mayor en cuanto que actúa sobre una población reducida.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No tenemos constancia de que, hasta la fecha, se haya puesto en marcha en el territorio español ninguna iniciativa destinada a la conservación de esta especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

La declaración como ZEPA de áreas marítimas, y en concreto las arriba señaladas como importantes para esta especie, y el control efectivo de los vertidos contaminantes, accidentales o deliberados, son los primeros pasos incluíbles para asegurar su conservación en nuestras aguas. También sería necesario el desarrollo de planes específicos de conservación, dirigidos a ésta y otras aves marinas de distribución litoral.

Teniendo en cuenta que la población española alcanza un porcentaje significativo del total europeo, deberían promoverse estudios encaminados a establecer la magnitud de la población y a determinar de forma precisa su área de distribución, entre otros aspectos.

Zampullín Cuellinegro *Podiceps nigricollis*

Casi Amenazado; NT [VU D1]

Autores: Francesc Llimona, Manuel Máñez, Luis García y Fernando Ibáñez

El Zampullín Cuellinegro es una especie típicamente fluctuante e irregular. Su población reproductora varía considerablemente dependiendo de la disponibilidad de recursos hídricos. En la última década ha pasado de tener una población reproductora inferior a las 100 parejas entre 1991 y 1995, a oscilar entre 300 y 750 parejas entre 1996 y 2001. Estas oscilaciones y la amplitud del rango de potenciales puntos de cría dificulta la obtención de datos periódicos que indiquen una tendencia clara de la población reproductora. La invernada creciente, principalmente en el suroeste (donde se encuentra una de sus principales áreas de nidificación), procedente de diversas poblaciones europeas en expansión, podría permitir un efecto rescate sobre la población reproductora española. Las principales amenazas que le afectan se relacionan con la pérdida de hábitat y disminución de la calidad de los humedales, ya sea por contaminación y/o exceso de eutrofización. También se ve afectado por molestias humanas. En definitiva, obviando las cifras máximas y mínimas, la especie calificaría como Vulnerable al tener una población media estimada inferior a 1.000 individuos maduros, sin embargo, califica como Casi Amenazado al disminuir un nivel la categoría atendiendo al posible efecto rescate.

DISTRIBUCIÓN

El Zampullín Cuellinegro es una especie que se distribuye de forma irregular por toda Europa occidental, y de modo más continuo por Europa del este. También está presente en zonas de Asia, África y América del Norte. La subespecie nominal *P. n. nigricollis* habita Europa, Asia y este de África (Llimona & Del Hoyo, 1992). Se ha relacionado la expansión de esta especie en Europa occi-

dental durante finales del siglo XIX y las tres primeras décadas del XX con el cambio climático producido en el área del mar Caspio, cuando se desecaron amplias zonas palustres esteparias que rodeaban dicho mar (Cramp & Simmons, 1977), aunque ello sólo explicaría en parte este fenómeno (Trovilliez & Fjeldsa, 1997). El total de la población europea se ha estimado entre las 37.000 y las 142.000 pp. reproductoras, si bien el 70% de esta población se sitúa en Ucrania y Rusia meridional (BirdLife International/EBCC,

2000). En Europa occidental las poblaciones son mucho menores y están muy fragmentadas, y la especie no ocupa todos los sitios potenciales (Fiala, 1991). En resumen, se puede afirmar que las tendencias poblacionales en Europa son estables o se encuentran en aumento, excepto en Europa central (Alemania, Austria y la antigua Checoslovaquia), pero se registran marcadas fluctuaciones anuales, especialmente en los límites de su área de distribución (Trovilliez & Fjeldsa, 1997). La especie está catalogada como "Estable" (Tucker & Heath, 1994).

España. Restringida y dispersa, principalmente presente en la mitad meridional de la Península, en Andalucía (muy especialmente en las marismas del Guadalquivir), La Mancha y Levante. Existen localidades reproductoras de mucha menor importancia en Aragón, Navarra, Soria, Salamanca y Tarragona. Su población se había estimado entre 300-1.000 pp. reproductoras (Martí & Sánchez, 1997).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Especie típicamente fluctuante e irregular con una marcada asociación a la disponibilidad de recursos hídricos. En años lluviosos no sólo se incrementa el número de parejas en sus núcleos reproductores, sino también el número de puntos de cría en humedales esteparios. Estas oscilaciones y la amplitud del rango de puntos de cría potenciales dificulta la obtención de datos periódicos que indiquen una tendencia clara de la población reproductora en España. No obstante, los datos obtenidos para redactar esta ficha parecen indicar que, tras un alarmante descenso poblacional durante 1991-1995, años bastante secos en general y sobre todo en las marismas, los efectivos reproductores de la especie han oscilado entre algo más de 300 y casi 750 pp., aunque no se debe olvidar que estos datos se refieren a cifras mínimas. Además, en función de las condiciones hidrológicas, las distintas localidades presentan drásticas fluctuaciones, incluso las localidades más importantes, como son las marismas del Guadalquivir, La Mancha húmeda y el Hondo (éste a partir de 1998), como se explica posteriormente en el comentario por CC.AA. Cabe reseñar que en los últimos años se han registrado nidificaciones aisladas e irregulares, siempre inferiores a las 10 pp., en una cincuentena de humedales distribuidos por distintas Comunidades, lo que coincide con lo manifestado a nivel europeo.

Andalucía. Las marismas del Guadalquivir son su principal zona de nidificación, encontrándose sus núcleos coloniales asociados muy frecuentemente a colonias mayores de Fumarel Cariblanco. La especie sufre grandes fluctuaciones poblacionales en la zona, claramente asociados a las condiciones hídricas de la marisma, como ya recogía Valverde (1960), que consideraba a esta especie como un nidificante regular en las marismas en años de bastante agua, y que no se reproducía en años malos. Según dicho autor, podía formar colonias que llegaban a contar con un millar de parejas, ubicadas en Las Nuevas, y otras menores en el resto de la marisma. También aseguraba que anidaba regularmente en las lagunas, donde algunos años se reunían en gran cantidad. Actualmente se distribuye su población reproductora por toda la marisma del Parque Nacional, y en el Caño de Guadimar Encauzado y veta Hornito (Parque Natural) desde mediados de los años noventa, y la población reproductora en las lagunas es muy escasa. La población ha oscilado entre un mínimo de 175-300 pp. en años de abundantes precipitaciones (1988, 1990 y trienio 1996-98) a no poder reproducirse en los años en los que la marisma prácticamente no se inundó (1992-95 y 1999), pasando por años de cifras intermedias (entre 50 y 100 pp.) si

las lluvias también lo han sido (años 1989, 1991 y 2000). La temporada 2000-2001 no fue especialmente lluviosa, sólo un poco superior a la precipitación media en la zona, pero la distribución de las lluvias fue tal que la marisma tuvo un buen nivel de inundación durante toda la temporada de cría, y esta especie ha experimentado un notorio crecimiento, estimándose entre 383-445 pp. para el Parque Nacional y más de un centenar para el Parque Natural (EBD-PND, 1998-2002 y datos propios).

Por otra parte, la especie también inverna en diversas localidades concretas de las marismas del Guadalquivir, siendo las principales los lucios de Las Nuevas en el Parque Nacional, y Veta la Palma y las salinas de Sanlúcar de Barrameda en el Parque Natural, aunque no suelen sobrepasar los 1.300 ejemplares en total. Sin embargo, las cercanas marismas del Odiel, sobre todo las zonas transformadas en salinas extensivas, se han convertido en la primera área de internada para la especie en España, ya que en octubre de 1992 ya se censaron 4.000 ejemplares (Garrido, 1996), más de 5.000 a finales de noviembre de 1999 (EBD-PND, 2001) y unos 9.000 en octubre de 2002 (datos propios), cifras muy superiores a las registradas hasta ahora en otras localidades de tradicional concentración, como el estany Pudent de Formentera o la laguna de La Mata en Alicante (Blanco & González, 1992; Dies & Dies, 1992). Las intensas campañas de anillamiento realizadas por la Estación Biológica de Doñana desde 1993 han dado sus frutos y ya se han recuperado en época de cría ejemplares en países tan diversos como Francia, Alemania, Bielorusia, Ucrania y Rusia (Cantos & Gómez-Manzaneque, 1997 y 1998; Hernández-Carrasquilla & Gómez-Manzaneque, 2000 y 2001).

Para el resto de Andalucía, se ha comprobado su nidificación en un buen número de lagunas gaditanas, como son los complejos endorreicos de Espera, El Puerto de Santa María, Puerto Real y Chiclana de la Frontera, así como en la laguna de Medina, los Tollos y la Oscuridad (Ceballos & Quimerá, 1991; Lebrero & De Andrés, 1991). También se ha comprobado su reproducción, al menos ocasionalmente en la laguna Honda (Jaén) (Pleguezuelos, 1991), y algunas otras lagunas de Sevilla y Almería (Martí & Sánchez, 1997).

Aragón. Nidifica de modo irregular y durante los últimos años en muy bajo número con una marcada tendencia regresiva. Actualmente está considerado como muy escaso incluso raro (Sampietro *et al.*, 1998). En los últimos años la población aragonesa se compone de parejas aisladas que crían irregularmente. La mayor parte de las localidades donde ha criado están sometidas a grandes variaciones interanuales en cuanto al nivel y calidad de las aguas, reproduciéndose en ellas sólo durante los años en que presentan condiciones adecuadas. En la laguna de Gallocanta, se han comprobado nidificaciones coloniales de 50 a 55 pp. solamente en años especialmente adecuados (Aragüés *et al.*, 1974). Posteriormente, si bien se han obtenido censos muy numerosos en época de cría (512 ejemplares en 1991 y 129 en 1992), sólo se apreciaron síntomas de cría en unas pocas parejas (Sampietro & Pelayo, 1991; Sampietro *et al.*, 1992). Tendencia similar se observa en la laguna de Sariñena, donde actualmente no nidifica, y que llegó a albergar una población de hasta 100 pp. en 1979 coincidiendo con la fase de dilución de la laguna, desapareciendo totalmente en 1987 tras el drenaje (Pedrocchi, 1987). En la década de los noventa se han producido nidificaciones puntuales en siete localidades en las que se incluyen las características hoyas monegrinas. En los últimos años la situación se ha deteriorado por la tremenda sequía en Gallocanta-Zaida-Gualguerrero (absolutamente secas ahora) y la pérdida de calidad del agua en otras localidades (E. Pelayo, com. pers.).

Cataluña. En Cataluña la única localidad reproductora es el delta del Ebro (Tarragona) donde se detectó en el año 1986 la primera nidificación (El Canyaret, isla de Buda). Posteriormente se ha comprobado la reproducción puntual de alguna pareja en 1993, 1994, 1995, 1996, 1999, 2000 y 2001, siempre en la laguna del Canal Vell (D. Bigas, com. pers.; Copete, 1998 y 2000).

Castilla-La Mancha. Variabilidad muy importante de la significativa población manchega entre los distintos años, relacionada con la diferente situación ambiental (superficie inundada, calidad de agua, etc.) de los humedales de la zona. Las alternancias de inundación-deseccación parecen ser cíclicas en La Mancha, cada cinco y ocho años y condicionan enormemente a la población reproductora. La población manchega puede llegar a superar 500 pp. pero solamente en años muy buenos, por ejemplo en 1997. Habitualmente, esta población es mucho más reducida y podría haber estado tradicionalmente sobrevalorada (Velasco, 1999).

Se requiere especial atención al seguimiento de esta población distribuida en complejos lagunares esteparios de gran fragilidad. Las localidades de cría se sitúan en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel y en una quincena de humedales en las provincias de Toledo, Ciudad Real, Cuenca, Guadalajara y Albacete (véase p. ej. Carmena & Pereira, 1983; Velasco, 1999; Campos-Roig *et al.*, 2001). Por otra parte cabe destacar la favorable respuesta de la especie a actuaciones de restauraciones y acondicionamiento de humedales en fincas privadas de la región.

Castilla y León. La localidad de mayor interés es el embalse de Monteagudo (Soria) donde es nidificante desde 1988 y que durante los años noventa ha registrado una población reproductora en torno a las 20 pp. según los años (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). En los últimos años ha nidificado en localidades de Salamanca, donde se sospechaba su cría ocasional, en lagunas y charcas aprovechadas como abrevaderos de ganado o en zonas fluviales (Peris, 1983). Se conoce la nidificación puntual en lagunas de origen tectónico y aguas profundas en la provincia de Burgos en el piso supramediterráneo (Román, 1996).

Comunidad de Madrid. Recientemente se ha confirmado su reproducción puntual en graveras restauradas (Velasco, 2000). Está considerado como nidificante ocasional en tramos de río de la Comunidad. Las escasas parejas reproductoras detectadas provendrían de la población de La Mancha en años de sequía en los complejos lagunares manchegos (Juan, 2001).

Comunidad Valenciana. En esta Comunidad se trata de una especie regular incluso frecuente como migrante e invernante pero escasa y local incluso en regresión como nidificante (Robledano & Calvo en Urios *et al.*, 1991). Durante las últimas décadas el Zampullín Cuellinegro ha venido siendo un nidificante raro (0-10 pp. anualmente) y muy localizado (sólo en 1-5 localidades, con un amplio espectro que va de las salinas a desembocaduras de ríos). En 1985 se obtuvo la última cita de reproducción en l'Albufera de Valencia (Dies *et al.*, 1999).

En los últimos años la situación de la especie en la Comunidad ha registrado un cambio con el espectacular aumento de la invernada y de la presencia estival en El Hondo, con 115 pp. estimadas en 1998, 550 en 1999 y 300 en 2000 (M. Giménez, com. pers.). La evolución de esta población debe ser seguida con detalle.

Extremadura. Los embalses extremeños, de tanta importancia para el Somormujo Lavanco (*Podiceps cristatus*), no resultan en cambio tan adecuados para el Zampullín Cuellinegro. Su nidificación en la comunidad es muy escasa e irregular (J. Prieta, 2003). Durante el periodo de trabajo de campo del Atlas se ha ob-

servado en diversas localidades en las que su reproducción se considera posible (Martí & Del Moral, 2003).

La Rioja. Hasta el año 1992 se reprodujo irregularmente en algunas balsas de riego de La Rioja baja, aunque siempre en escaso número. Desde esa fecha no ha vuelto a criar y únicamente hay citas de escasos ejemplares invernales y en paso durante el otoño (L. Lopo, com. pers.).

Navarra. Nidifican desde finales de los ochenta, de manera irregular y siempre en escaso número, de 5 a 10 pp. anualmente, en pequeñas lagunas endorreicas utilizadas para el riego. La laguna de Pitillas es la única localidad de nidificación regular, con un máximo de 11 pp. en 2001 (Velasco *et al.*, en Arratibel *et al.*, 1986; Lekuona *et al.*, en Arratibel *et al.*, 1999; Lekuona *et al.*, en Arratibel *et al.*, 2000; Viada, 1998).

ECOLOGÍA

El Zampullín Cuellinegro presenta una gran capacidad para seleccionar distintos humedales en función de las etapas del ciclo biológico. En época de cría prefiere humedales de aguas dulces o salobres con vegetación helofítica circundante: lagunas de distinta tipología incluyendo las esteparias, hoyas captadoras de drenajes de regadíos, marismas, lagunas litorales, salinas, embalses, balsas de riego, incluso remansos de ríos. Recientemente se han registrado nidificaciones en graveras restauradas (Velasco, 2000). Esta especie requiere de aguas abiertas, tanto para la realización de sus paradas nupciales como para su alimentación. Como otras especies de podicipédidas construye nidos flotantes elaborados con plantas acuáticas *Potamogeton* sp., *Miriophyllum* sp., anclados entre la orla de vegetación helofita de carrizos *Phragmites* sp., espadañas *Typha* sp. o *Scirpus* sp. En los casos de selección de lagunas salobres desprovistas de dicho cinturón helofítico, este zampullín ubica los nidos, en ocasiones, en simples plataformas, directamente sobre los macrófitos acuáticos emergentes. Es conocida la costumbre de ubicar sus colonias de cría en asociación con otras especies, básicamente el Fumarel Cariblanco (*Chlydonias hybridus*), pero también la Gaviota Reidora y otras podicipédidas (*Tachybaptus ruficollis* y *P. cristatus*). Estas asociaciones se interpretan como pantallas protectoras ante los depredadores alados (Dittberner & Dittberner, 1984; Trovilliez & Fjeldsa, 1997). La reproducción de esta especie es muy tardía, mayo hasta junio, y puede ajustarse a los niveles hídricos más adecuados, especialmente en los humedales que reciben aporte hídrico de manera artificial.

Fuera de la época de cría este zampullín se observa en otros ambientes como salinas, embalses y aguas litorales. La dieta varía en función del ciclo anual. Se alimenta de artrópodos acuáticos, tanto adultos como larvas, en época de cría puede atrapar incluso insectos en vuelo, y también de moluscos y larvas de anfibios, pasando a una dieta basada en peces y crustáceos en invierno, aunque en las salinas en otoño también se encuentran accesibles larvas de quironómidos. Consigue su alimento en la superficie más que otras especies afines, si bien puede realizar inmersiones muy prolongadas.

AMENAZAS

Las principales amenazas que le afectan se relacionan con la pérdida de hábitat y disminución de la calidad de los humedales, ya sea por contaminación y/o de eutrofización. La deseca-

ción y transformación de humedales, al incrementarse los regadíos, con la subsiguiente disminución de niveles freáticos, unidos a la sequía prolongada, ha afectado significativamente a las poblaciones de complejos lagunares esteparios, y también a la población nidificante marismeña. En lagunas endorreicas se han constatado acumulaciones de sedimentos de cultivos circundantes y eutrofización causada por la intensificación agrícola y el vertido de purines (Viada, 1998). La reconversión de sistemas endorreicos salinos en colectores de desagües y sobrantes de riego supone dos fases diferenciadas de dilución y drenaje que afectan significativamente a la comunidad ornítica esteparia (Pedrocchi Renault, 1987) (1).

En Aragón se ha comprobado que la proliferación de carpas y la consiguiente turbidez de las aguas ha supuesto la pérdida de praderas de macrófitos sumergidos (F. J. Pelayo, com. pers.) y ha contribuido a la desaparición de algunas poblaciones de la especie (2).

Las molestias humanas por actividades de ocio han afectado significativamente a intentos de nidificación en algunos embalses y tramos de río. Se han detectado obras de relleno de graveras, precisamente en las que la especie había empezado a nidificar (Juan, 2001) (2).

En invierno es una especie especialmente sensible a los vertidos y polución de las aguas litorales (Llimona & Del Hoyo, 1992) (3).

En las marismas del Guadalquivir, las colonias de Fumarel Cariblanco sufren el impacto de diversos predadores, tanto terrestres, fundamentalmente jabalíes, como aéreos (gaviotas), aunque la costumbre del Zampullín Cuellinegro de tapar la puesta antes de abandonar el nido (como medida de protección) parece efectiva y debe sufrir bastante menos impacto que los fumareles (3).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Buena parte de las poblaciones principales están en espacios naturales protegidos, pero muchos pequeños humedales donde cría (al menos a veces) no están protegidos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Los complejos lagunares esteparios en los que nidifica son humedales de gran fragilidad y deben ser estrictamente protegidos en función de las problemáticas detectadas en cada localidad de cría (1).

Resulta de gran interés continuar las campañas de anillamiento realizadas en las marismas del Odiel y del Guadalquivir durante la invernada, y extenderlas a otras áreas importantes para la invernada, especialmente Levante, para avanzar en el conocimiento de la movilidad de las poblaciones. Si se realizara un esfuerzo adicional de captura de adultos tras la cría (antes de llegar los invernantes), podría comprobarse si ejemplares nacidos en otros países europeos pueden quedarse a nidificar en España en años favorables, como se ha asumido en esta ficha teniendo en cuenta el incremento de la población invernante y las fluctuaciones de las poblaciones reproductoras españolas (1).

Dada la extrema relación entre el rango de la población nidificante y las condiciones hidrológicas, hay que garantizar y priorizar el aporte hídrico durante la temporada de cría en los humedales en los que este tipo de gestión sea posible. En este sentido el Proyecto Doñana 2005, actualmente en ejecución, puede ayudar a mantener en la marisma niveles adecuados de inundación durante toda la temporada de cría para esta especie (2).

Debería continuarse con las exitosas experiencias de restauración de graveras, e incorporar estos humedales (especialmente de la región Centro) en los listados de humedales merecedores de protección estricta (2).

Esta especie debe ser considerada como un indicador ecológico durante la temporada de cría, por lo que hay que mejorar la precisión y periodicidad del seguimiento de este zampullín en las comunidades en los que se ha comprobado su nidificación (2).

La protección de las colonias de Fumarel Cariblanco y las de Gaviota Reidora, debería favorecer las colonias de este zampullín (2).

Prohibir el paso de personas en algunos tramos de río y embalses potencialmente adecuados para su nidificación (3).

Petrel de Bulwer *Bulweria bulwerii*

En Peligro; EN B2ab(ii,iii,iv)

Autores: Juan José Ramos y Domingo Trujillo

El Petrel de Bulwer está considerado como En Peligro, aunque existe escasa información actualizada sobre la especie. La población española ha sido cifrada en unas 1.000 parejas reproductoras, que se reparten entre todas las islas e islotes del archipiélago canario, a excepción de Gran Canaria y Fuerteventura. La predación por ratas y gatos, además de la contaminación lumínica y la pérdida de hábitat ponen en grave peligro la supervivencia de sus colonias de cría.

DISTRIBUCIÓN

Se trata de una especie monotípica distribuida por las aguas templadas y subtropicales de los océanos Pacífico y Atlántico. En el Pacífico cría en las islas Hawái, Taiwán, Johnston, Marshall, Mar-

quesas, Fénix, Volcán y Bonín (Del Hoyo *et al.*, 1992). En el Atlántico se encuentra en todos los archipiélagos macaronésicos y posiblemente en Santa Elena (Martín & Lorenzo, 2001). Se comporta como nidificante estival, dirigiéndose tras el periodo de reproducción al Atlántico occidental, entre las costas de Venezue-

la y Brasil, aunque algunos ejemplares se desplazan hacia el sur, llegando hasta el golfo de Guinea (Martín & Lorenzo, 2001).

España. En el territorio nacional la especie cría tan sólo en Canarias, distribuyéndose de forma fragmentada por todo el archipiélago y reproduciéndose prácticamente en todas las islas e islotes, a excepción de Gran Canaria y Fuerteventura, donde no existen datos fehacientes hasta el momento. Así pues, la población del archipiélago ha sido cifrada en unas 1.000 pp. reproductoras (Hernández *et al.*, 1990).

En las aguas de la península Ibérica es accidental y se considera rareza, existiendo varias citas en aguas próximas a Portugal y sólo un dato homologado en la costa española de un individuo capturado en junio del 2000 en las marismas del Odiel (Huelva) (De Juana y el Comité de Rarezas de SEO, 2001).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La situación de los efectivos poblacionales en la actualidad es poco conocida ya que se carece de estudios recientes que permitan conocer el tamaño real y su tendencia, aunque es muy probable que haya sufrido un paulatino declive, más acentuado en las colonias establecidas en las islas mayores. Los escasos datos existentes nos hablan de una población estimada en unas 1.000 pp. (Hernández *et al.*, 1990). No obstante, dicha cifra podría variar, ya que recientemente las prospecciones en lugares adecuados han permitido localizar nuevos enclaves de cría en Tenerife, La Gomera y El Hierro (Trujillo *et al.*, 1996a y b; Trujillo & Ramos, 1996; Siverio *et al.*, 1998; Ramos, 1999).

Aleganza. Aunque en el siglo XIX la especie fue considerada abundante, en la actualidad es relativamente escasa, con una población estimada entorno a 100 pp. (Martín & Nogales, 1993), que se distribuye principalmente por las costas norte y noreste (Martín & Lorenzo, 2001). Llega a nidificar tierra adentro (Trujillo, 1996).

Roque del Oeste. Tan sólo existe una pequeña colonia con una población inferior a las 10 pp. (Martín & Lorenzo, 2001).

Montaña Clara. Se distribuye por todo el islote, donde la población debe superar las 100 pp. (Hernández *et al.*, 1990).

La Graciosa. Su reproducción no fue comprobada hasta 1995, año en el que se localizan dos puntos de cría en el norte del islote (D. Concepción en Martín & Lorenzo, 2001).

Lanzarote. Según Hernández *et al.* (1990) la población no superaría las 50 pp., aunque es muy probable que sea superior a esta cifra, ya que existen lugares adecuados, pero de difícil prospección en el norte: acantilados de Famara y malpaís de La Corona. Se distribuye por diversos puntos de la isla, tanto en la costa como en su interior (Trujillo, 1989; Martín & Lorenzo, 2001). Las poblaciones más importantes se localizan en el Parque Nacional de Timanfaya (Concepción, 1992).

Lobos. La población actual debe ser muy escasa, debido a importantes factores de amenaza. Su reproducción tan sólo ha sido comprobada en el volcán de La Caldera (Hernández *et al.*, 1990).

Fuerteventura. Su reproducción no ha sido comprobada, pero puede tener lugar en algunas zonas del norte y noroeste, además existen algunas citas de aves tierra adentro (Martín & Lorenzo, 2001).

Gran Canaria. No existen datos fehacientes sobre su reproducción, tal vez debido a la escasa prospección en áreas propicias. Es posible que críe en zonas del sur y del noroeste de la isla, en

donde se han recogido varias aves accidentadas (Hernández *et al.*, 1990; Martín & Lorenzo, 2001).

Tenerife. Distribuido principalmente en los roques marinos del norte de la isla, desde los de Anaga, que albergan la mayor colonia del archipiélago, hasta el de Garachico (Martín, 1987). Además, se reproduce en algunas zonas acantiladas del norte y oeste, donde se han encontrado pequeños núcleos reproductores (Trujillo *et al.*, 1996; Siverio *et al.*, 1998; Ramos, 1999). En el sur tan sólo se conoce un dato que hace sospechar su nidificación en el malpaís de Rasca (Wink, 1975) y varias citas en El Médano (Lorenzo & González, 1993b). Además es muy probable que se reproduzca tierra adentro en paredes de barrancos (Martín & Lorenzo, 2001). Su población es la más importante de Canarias, siendo estimada en algo más de 400 pp. en 1987 (Hernández *et al.*, 1990).

La Gomera. Las colonias de cría están ubicadas en su mayor parte al pie de acantilados costeros de la zona sur, en el sector comprendido entre Valle Gran Rey y San Sebastián (Martín & Lorenzo, 2001, Trujillo *et al.*, 1996). Todas ellas están constituidas por cifras en torno a las 10 pp. La población debe oscilar entre las 50 y 100 pp. (Hernández *et al.*, 1990), aunque es probable que sea superior.

El Hierro. Sus colonias de cría se encuentran ubicadas en los roques costeros del norte desde el del Barbudo (Trujillo & Ramos, 1996) hasta los de Salmor, donde fue citada por primera vez como nidificante en la isla (Martín & Hernández, 1985). Además, es posible que críe en zonas como el malpaís del Tamaduste (R. Barone, com. pers.) y otras localidades (Martín & Lorenzo, 2001). Los efectivos poblacionales deben oscilar entre las 50 y 100 pp. (Hernández *et al.*, 1990).

La Palma. Su presencia no se comprueba hasta 1987, año en el que Hernández *et al.* (1990) localizan dos colonias de cría en el norte. Además, podría estar presente en diversos roques marinos y acantilados costeros de esta parte de la isla, desde las proximidades de playa de Nogales hasta la costa de Tijarafe. Su población es inferior a las 100 pp. (Martín & Lorenzo, 2001).

Tendencia previsible. La situación actual de la especie es un tanto dudosa, aunque todo apunta a un importante declive en los enclaves reproductores situados en las islas. Las colonias localizadas en roques e islotes parecen mantener sus efectivos, especialmente en aquellos lugares en los que no existen depredadores introducidos como ratas y gatos.

En líneas generales buena parte de su población depende de la buena gestión que se realice en los ENP costeros, en especial de los Roques de Anaga, de Salmor y del archipiélago chinijo, donde se localizan las principales colonias de cría de Canarias.

ECOLOGÍA

La especie es estrictamente pelágica, estando presente en aguas canarias desde mediados de abril hasta octubre, aunque también existen observaciones desde febrero y marzo (Martín & Lorenzo, 2001). Nidifica principalmente en roques marinos o al pie de acantilados costeros, donde ubica sus nidos bajo bloques de piedra y/o plantas, en grietas o en pequeñas galerías, aunque también utiliza huras de otras aves marinas en lugares arenosos o terrosos. En ocasiones comparte los nidos con otras aves pelágicas.

La puesta es de un sólo huevo y tiene lugar entre la segunda quincena de mayo y principios de junio, con un periodo de incubación de unos 45 días. La eclosión se produce mayoritariamente

a mediados de julio permaneciendo en el nido hasta septiembre, para luego abandonar las aguas canarias y dirigirse hacia el oeste del Atlántico (Martín & Lorenzo, 2001).

AMENAZAS

Como principales factores de amenaza se encuentran la depredación por mamíferos introducidos y rapaces nocturnas, la pérdida de hábitat, y la contaminación lumínica y marina.

Depredación por especies introducidas. (1) Tanto las ratas como los gatos ocasionan daños importantes, ya que llegan a depredar tanto sobre huevos, pollos o adultos indistintamente. Este problema ha sido mencionado por Hernández *et al.* (1990), siendo algunos ejemplos los señalados en el Parque Nacional de Timanfaya (Concepción, 1992), en diversos puntos del acantilado de Los Gigantes (Tenerife) (Ramos, 1999), y en el malpaís del Tamaduste (El Hierro) (R. Barone com. pers.).

Depredación natural. (4) Aunque se trate de un fenómeno natural, puede generar en algunos casos importantes diezmas entre las poblaciones. Se han constatado casos con las siguientes especies: *Tyto alba* (Martín, 1987; obs. pers.), *Asio otus*, *Corvus corax* y *Larus cachinnans*.

Pérdida de hábitat. (1) La elevada densidad de población que poseen las islas y el importante requerimiento de espacio que demanda la industria turística, sumado a la mala gestión del suelo que se ha realizado en Canarias, especialmente tras el “boom” turístico de los años sesenta, ha provocado un alarmante descenso de áreas naturales, especialmente de ambientes costeros en donde se han concentrado la mayor parte de las urbanizaciones y obras relacionadas con el sector turístico. Así, en islas como Gran Canaria, Tenerife y Lanzarote es muy probable que hayan desaparecido algunas colonias de cría por esta causa.

Contaminación lumínica. (4) El elevado número de farolas y luces en algunos enclaves costeros, especialmente en los núcleos turísticos, provoca la desorientación de las aves jóvenes. Durante los meses estivales se suelen encontrar aves accidentadas en las localidades costeras de las islas.

Contaminación marina. (4) Tanto los desperdicios (plásticos, botellas, etc.) como las manchas de carburante, probablemente provoquen la muerte de gran cantidad de aves

ya sea por ingestión como por recubrimiento del plumaje. En aguas canarias se han hallado aves muertas con señales de este tipo.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Estudio financiado por la Dirección General de Medio Ambiente y Conservación de la Naturaleza del Gobierno de Canarias, realizado por la Universidad de La Laguna: Distribución y Status de las Aves Marinas Nidificantes en el Archipiélago Canario con vistas a su conservación. Año 1987.

Estudio financiado por el Área de Medio Ambiente del Cabildo Insular de Tenerife y realizado por la Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife sobre Medidas de Actuación para la Conservación de las Poblaciones de Águila Pescadora y Aves Marinas en el Parque Rural de Teno (Tenerife). Año 1999.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaboración y publicación del Plan de Conservación de la especie y cumplimiento de sus directrices (1).
- Control y/o erradicación de ratas (*Rattus* sp.) y gatos (*Felis catus*) en las colonias de cría y sus proximidades (1).
- Vigilancia y seguimiento de los ENP donde está presente, para evitar molestias en sus áreas de nidificación (3).
- Protección efectiva de las colonias y su entorno, evitando la transformación del paisaje por infraestructuras y urbanizaciones (1).
- Creación de Reservas Marinas, con la finalidad de dar una figura de protección que garantice la conservación de las áreas de cría y de alimentación (3).
- Estudio detallado sobre la distribución y tamaño de la población, que permita hacer un análisis comparativo de la evolución de la especie (2).
- Estudio sobre el impacto de las pesquerías canarias sobre las aves pelágicas (4).
- Recuperación y acondicionamiento ambiental de algunas áreas de cría, con la finalidad de garantizar la supervivencia de algunas colonias (2).

Pardela Cenicienta *Calonectris diomedea diomedea*

En Peligro; EN A3cde

Autor: Carles Carboneras

La Pardela Cenicienta se encuentra En Peligro de extinción porque cuenta con una población reproductora relativamente pequeña que está siendo sometida a una mortalidad muy elevada y claramente insostenible a largo plazo. La forma mediterránea C. d. diomedea se reproduce mayormente en las islas Baleares y Cbafarinas, con colonias menores en las Columbretes e islotes de las costas murcianas y andaluzas. La protección dispensada a las zonas de cría en las dos últimas décadas, junto con el cese de la persecución directa (recogida de huevos y pollos), había propiciado una cierta recuperación. Sin embargo, la mortalidad actualmente conocida en pesquerías (de un mínimo del 4% anual), junto con el deterioro general de su hábitat, hacen que la tendencia proyectada en tres generaciones (54 años) sea de una reducción muy importante (de un mínimo del 65%). Sin embargo, también es previsible que en ese mismo plazo de tiempo, las

regulaciones de la actividad pesquera y la adopción de medidas correctoras (actualmente en fase incipiente) conseguirán reducir significativamente esa mortalidad. Por consiguiente, estimando una mortalidad media proyectada que sea la mitad de la actual (en torno al 2% anual), la especie debe calificarse como En Peligro, siendo ésta una proyección optimista que asume que en los próximos años, se tomarán medidas de conservación encaminadas a revertir el futuro incierto de esta subespecie.

DISTRIBUCIÓN

Se reconocen tres subespecies de Pardela Cenicienta: la nominal *C. d. diomedea* es la forma del Mediterráneo, visiblemente más pequeña y también menos numerosa que la forma atlántica (*C. d. borealis*), que se reproduce en Canarias, Azores y Madeira, así como en la costa de Portugal. Una tercera forma, *C. d. edwardsii*, se reproduce en las islas de Cabo Verde y es tratada como una especie distinta por algunos autores.

En 1980, Tellería estima la población total del Mediterráneo en los 150.000-160.000 individuos (en base a conteos desde Gibraltar). Censos posteriores sitúan a la población total de esta subespecie en las 50.000-60.000 pp. reproductoras (Hagemeyer & Blair 1997), repartidas por poco más de un centenar de colonias, con las mayores concentraciones en España (Baleares, Chafarinas), Italia (Cerdeña, Sicilia), Túnez, Malta y Grecia (Creta).

España. La Pardela Cenicienta está presente en prácticamente todas las islas Baleares, con las mayores concentraciones en Menorca, sobre todo en la costa noroeste, y otras colonias en islotes de Cabrera e Ibiza, en la costa noroeste de Mallorca (Dragonera, Pantaleu) y en Formentera. El segundo gran núcleo reproductor del Mediterráneo español se sitúa en las islas Chafarinas. Colonias de menor tamaño se encuentran en la isla de Alborán, en las islas Columbretes y también en las islas Palomas (Murcia) y Terreros (Almería). Existen indicios de su posible reproducción en puntos del litoral continental (zona del cabo Tiñoso, Murcia) pero se descarta para Cataluña (Martí & Del Moral, 2003).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Algunos trabajos han estimado la población española de *C. d. diomedea* en 14.000-17.000 pp. (Purroy, 1997). Sin embargo, esta cifra no es más que una compilación de los resultados de los distintos censos parciales llevados a cabo con metodologías distintas y sobre un periodo de tiempo bastante largo. En muchos casos, los conteos se basan en estimaciones indirectas, sobre la base de concentraciones en el mar frente a la colonia de cría o de escuchas nocturnas sobre áreas relativamente grandes. Los resultados son difícilmente comparables y a menudo se producen discrepancias entre los distintos autores, por ejemplo Aguilar (1991) estima 10.000 pp. para Menorca sobre la base de escuchas nocturnas mientras Catchot (1992), con un método distinto, estima 1.600 pp. para la misma isla y en la misma época. También es conocido que el número de aves presentes en las concentraciones que se forman en el mar (balsas) frente a la colonia puede no reflejar el tamaño de ésta, pues a menudo contienen una proporción importante de individuos no reproductores. Por consiguiente, dada la ausencia de censos completos y la acusada mortalidad que ha venido sufriendo la especie en alta mar en los últimos años, parece lo más prudente adoptar una estima conservadora. Así, la población de Pardela Cenicienta que se reproduce en el Mediterráneo español se debe situar entorno, o posiblemente por deba-

jo, de las 10.000 pp. reproductoras, con una tendencia poblacional negativa.

Los datos de censos en las colonias de reproducción se ven maquillados por la mejora en el conocimiento de la biología y comportamiento de la especie, y por una mayor eficacia en las técnicas de conteo. Además, la dinámica de población en esta especie hace que los cambios sólo sean detectables a largo plazo: presencia de una importante población de adultos no reproductores, de alto valor estratégico, que durante un tiempo puede ir reemplazando los individuos desaparecidos; toma de años sabáticos por parte de algunas aves. Sin embargo, el seguimiento continuado de un número de nidos en algunas colonias de cría sí refleja la grave incidencia de la mortalidad no natural sobre la población reproductora (D. Oro, com. pers.).

La tendencia de la población es claramente negativa, especialmente en la proyección hacia el futuro y teniendo en cuenta que la mortalidad en pesquerías afecta en gran parte a aves adultas. La previsión del declive futuro, basado en la proyección de la mortalidad estimada en las próximas tres generaciones (54 años), se sitúa entre el 88% y el 65%. Con los datos mínimos conocidos actualmente, Belda & Sánchez (2001a) estimaron una mortandad equivalente al 4-6% de la población de Columbretes y Baleares. Sin tener en cuenta la mortandad en otras zonas como Cataluña, Murcia, Andalucía y el Atlántico, el declive que se prevé es del 88%. Con una estima conservadora del 3% de mortalidad anual, la proyección a tres generaciones resultaría de un declive del 79%. Sin embargo, hay que tener en cuenta el efecto de la (probable) incorporación de medidas para paliar la mortandad de aves en la regulación de la pesca (iniciadas débilmente a partir de 2002) en un periodo tan largo. Estimando una mortalidad media equivalente a la mitad de la mínima actual (es decir, un 2% anual), el declive proyectado en tres generaciones sería del 65%. A idéntico resultado (65%) se llegaría haciendo una estima conservadora pero más probable de una mortalidad del 3% durante la primera generación (18 años), que podría reducirse hasta el 2% en la segunda generación y otra vez hasta el 1% en la tercera. En todos los casos, con un declive estimado de entre el 50% y el 80%, la especie debe calificarse como En Peligro de extinción.

Debe resaltarse que las anteriores estimas conservadoras se basan en la previsión de que, por efecto del uso obligatorio de las medidas correctoras adecuadas en las pesquerías de palangre que pueda llegar a imponerse en el futuro, se consiga reducir efectivamente la mortalidad actual. En caso contrario, el declive real podría ser aún mayor y las probabilidades de extinción aumentarían.

Islas Baleares. La mayor parte de la población reproductora de Pardela Cenicienta en Baleares se concentra en la costa norte de Menorca, principalmente entre Cap de Menorca y Punta Rotja. En esta zona las aves se reparten en diversos núcleos, formando una macrocolonia de varios cientos (S. Catchot & F. De Pablo) o miles (Aguilar, 1991) de nidos. Catchot da para dicha colonia 1.000 pp., y 1.600 para el total de la isla. Aguilar, en cambio, estima 6.000 pp. para esta colonia y 10.075 ± 2.453 para Menorca. Este mismo autor da unas 300 pp. para islotes de Ibiza, 60 pp. para Formentera y más de 200 pp. para el conjunto Dragonera-Panta-

leu (Mallorca). López-Jurado *et al.*, (1993) estiman 410-455 pp. para el archipiélago de Cabrera.

No hay constancia fiable de la tendencia de la población en Baleares. Diversos autores antiguos hablan de una gran abundancia de esta especie, que era objeto de explotación (huevos y pollos) de forma regular. En épocas recientes, se tiene constancia de la llegada de ratas a algunos islotes, lo que ocasionó su abandono por parte de las pardelas. También la práctica de ejercicios militares con fuego real sobre algunos islotes en la década de los setenta mantuvo sus números bajos en Cabrera.

El abandono de la práctica de la recogida de huevos y pollos (“virotada”) y la protección legal, tanto de la especie como de buena parte de sus lugares de cría, trajo consigo una cierta recuperación en algunos lugares: Cabrera (Araújo *et al.*, 1977), Baleares (Purroy, 1997). Sin embargo, en este tiempo la pesca de palangre ha experimentado también un gran desarrollo, no tanto en Baleares como en aguas más alejadas donde acuden las pardelas para alimentarse. Las estimaciones de aves muertas cada año en Baleares son de varios cientos, incluso algún millar (Aguilar, 1991), con una incidencia grave sobre el conjunto de la población.

En resumen, pese a una cierta recuperación de efectivos siguiendo su protección legal y la de los lugares de nidificación en las dos últimas décadas, la tendencia a largo plazo de las poblaciones de Pardela Cenicienta en Baleares es generalmente regresiva, y no parece probable que vaya a mejorar en el futuro inmediato.

Islas Chafarinas. Las primeras estimaciones de la población datan de De Juana (1984) y Cabo (1989), basados en recuentos de aves posadas en el mar al anochecer. Ambos autores estiman una población nidificante de entre 1.000 y 3.000 pp. en la isla Congreso, aunque los últimos estudios llevados dentro del proyecto de seguimiento de O.A.P.N. en Chafarinas (Igual & Gómez, en Aranda *et al.*, 1997, 1999, 2000 y 2001) estiman la población en torno a las 800-1.000 pp. en la isla de Congreso y unas pocas parejas en la isla de Rey Francisco (Igual, com. pers.). Actualmente se lleva el seguimiento de unos 350-400 nidos localizados, así como el anillamiento y control de adultos, aunque la inaccesibilidad de gran parte de la isla hace imposible estimar la población a partir del censo de nidos. La estimación está por tanto realizada basándose en recuentos periódicos en balsas (entorno a los 3.000 individuos) y a la probabilidad de detección de los nidos durante la época de reproducción, sin apreciarse ninguna clara tendencia regresiva en los últimos seis años.

El mayor problema de conservación en Chafarinas es la baja productividad (inferior al 25%) debido a la depredación de pollos por *Rattus rattus*, problema que ha sido abordado en los últimos tres años mediante desratización que ha resultado en un sustancial incremento del éxito reproductor, similar a otras colonias sin depredadores introducidos. Se desconoce aún la mortalidad de adultos y el efecto de los palangres en la región, aunque hay constancia de que es un arte escasamente utilizada en la zona, en la que predomina la pesca de arrastre, traíñas y artes de pesca tradicionales de bajo impacto (Gómez *et al.*, 2000, 2001).

Islas Columbretes. Nidificación conocida por lo menos desde 1964. La colonia nunca ha alcanzado grandes dimensiones, posiblemente por limitaciones del hábitat. Los distintos censos dan cifras entre 200 pp. (Martínez Abraín & Dolz, 1988) y 75 pp. (Dies & Dies, 1991). En los últimos años la cifra de reproductores se sitúa en la parte baja, entorno a las 70 pp. (D. Oro, com. pers.) a causa, al menos en parte, de la erosión del suelo en la zona de cría. Además, en aguas cercanas a las islas existe una importante pes-

quería de palangre de fondo donde se ha constatado un nivel de mortandad elevado (ver Amenazas).

Litoral murciano y andaluz. Presencia como nidificante en las islas Palomas, Murcia (29 pp. en 1985-88: Robledano *et al.*, 1993) y Terreros, Almería (al menos una pareja en 1985-88. Paterson, 1997). Existen además indicios de su posible reproducción en algunos puntos del litoral continental, concretamente en la zona del cabo Tiñoso (Murcia), que sería conveniente confirmar. No se conoce la evolución de las poblaciones en ninguna de esas tres zonas.

En relación a la posibilidad de que otras poblaciones del mismo nivel subespecífico (o inclusive de la subespecie *borealis*) puedan tener un “efecto rescate” que pudiera disminuir el riesgo de extinción de esta subespecie, se puede señalar que a pesar de que existe un cierto intercambio genético con la subespecie atlántica (*C. d. borealis*), la forma nominal es endémica del Mediterráneo y muestra un alto grado de fidelidad al lugar de nacimiento, siendo raros los casos de ejemplares que se asientan en colonias distintas de donde nacieron o de intercambios de individuos entre colonias. La tendencia general de la población mediterránea es regresiva, por lo que parece poco probable que ningún otro núcleo pueda actuar como donante de forma significativa.

ECOLOGÍA

La Pardela Cenicienta es estrictamente marina y no se acerca a tierra más que para reproducirse. Visita las colonias en total oscuridad, ya que se trata de una especie muy vulnerable en tierra y con un riesgo de predación bastante grande. Por la misma razón, las colonias se sitúan en lugares inaccesibles (islotes rocosos, acantilados, cuevas) y a salvo de depredadores, tanto terrestres (ratas, gatos, perros, mustélidos, etc.) como alados (gaviotas, rapaces).

En el mar, la Pardela Cenicienta se comporta como una especie típicamente pelágica que ocupa principalmente la parte externa de la plataforma continental y las aguas exteriores (Carboneras, 1999). La alimentación ocurre exclusivamente con luz del día, aunque prefiere las primeras horas o las últimas a las horas centrales. Captura peces pequeños (principalmente clupéidos: sardina *Sardina pilchardus* y boquerón *Engraulis encrasicolus*) y también cefalópodos y otros invertebrados, además de descartes y restos de pescado que obtiene de los barcos de pesca. Frecuentemente se asocia con los bancos de túnidos (atunes, bonitos) y delfines que predan sobre los cardúmenes de pequeños peces pelágicos y los atraen hacia la superficie, en una acción combinada que beneficia a ambos depredadores.

Es una especie longeva, que no suele empezar a criar hasta los 4-6 años de edad y probablemente puede vivir hasta más allá de los 30 años. Su dinámica poblacional se basa en una natalidad muy baja (pone un único huevo por año, con un éxito reproductor cercano al 70%), probablemente concentrando la mortalidad en las fases juvenil y pre-adulta y con una mortalidad adulta muy baja (probablemente inferior al 5% anual) en condiciones naturales. El conjunto de individuos no reproductores (jóvenes, subadultos y adultos que no han accedido a la reproducción o que se toman años sabáticos) tiene un alto valor estratégico, ya que su finalidad es asegurar la continuidad de la reproducción y de la especie aún en los casos en que pudieran sufrir una mortandad masiva en las colonias de cría, donde son muy vulnerables (ataque de depredadores, colapso de la colonia) (Carboneras, 1992).

La reproducción discurre entre marzo y octubre y demanda sobre las aves una considerable inversión en tiempo y energía. La incubación es relativamente larga (unos 90 días) y los jóvenes tienen un crecimiento muy lento, debiendo permanecer en el nido 97 días de promedio. Durante la incubación, los adultos toman turnos de varios días (seis en promedio, disminuyendo la duración progresivamente) y permanecen en el nido de día y de noche, mientras su pareja pasa ese tiempo en el mar alimentándose y acumulando reservas. A partir de los cuatro días de edad de promedio, los pollos son abandonados por los adultos, que sólo acudirán por las noches para alimentarlos. Para alimentarse, las pardelas cenicientas a menudo deben recorrer largas distancias y deben alejarse bastante de las colonias. Los pollos, que tienen un nivel de metabolismo bajo, también acumulan gran cantidad de reservas y pueden pasar varios días sin recibir alimento. Al final del ciclo reproductor, sus padres les abandonan y deben encontrar solos el camino hasta llegar al mar. También deben aprender a encontrar su alimento en solitario. Es durante este periodo que tiene lugar la mayor mortalidad de ejemplares jóvenes.

Fuera de la época de cría, las pardelas cenicientas mediterráneas abandonan mayoritariamente dicho mar y, si bien algunas permanecen cerca de las colonias de cría, la mayoría se dispersan por el océano Atlántico, siendo frecuentes tanto en la costa de Sudamérica (Brasil) como, sobre todo, a lo largo de la costa Africana (Mauritania y Senegal hasta el sur en Namibia y Sudáfrica). Algunos ejemplares van más allá y se adentran en el océano Índico. También aparecen en el Atlántico norte, alcanzando las costas de Norteamérica y de las islas Británicas.

En su distribución oceánica, las pardelas cenicientas suelen concentrarse en áreas donde coinciden con pesquerías importantes. Es conocido que en dichas zonas la especie también sufre mortalidad, especialmente en las pesquerías de palangre (aguas atlánticas de Sudamérica y Sudáfrica/Namibia). Dicha mortalidad debe añadirse a la que sufren en aguas mediterráneas, con lo que el impacto de las actividades pesqueras que sufre la especie a lo largo de su ciclo anual es considerable y supone un grave peligro para su conservación futura.

Se conoce la coincidencia en alta mar (p. ej., en aguas de Cataluña) de pardelas cenicientas procedentes de distintas zonas del Mediterráneo (datos inéditos), por lo que es imaginable que la mortalidad en esas zonas debe recaer en parte sobre ejemplares reproductores en países distintos de España. No obstante, las estimas de mortalidad se basan en datos obtenidos únicamente en el Mediterráneo español, cuando es cierto que las pardelas cenicientas que se reproducen en este mar también sufren mortalidad en las importantes pesquerías del Atlántico sur. Por consiguiente, debe estimarse que dicha mortalidad, como mínimo, compensa la que pueda producirse en aguas españolas sobre individuos que se reproducen en colonias de otros países.

AMENAZAS

La Pardela Cenicienta está amenazada por una combinación de factores en sus zonas de cría (predación, pérdida de hábitat) y en alta mar (mortandad accidental en pesquerías). En la actualidad, la persecución directa (para alimento) se ha minimizado, si bien no ha desaparecido totalmente, y la protección dispensada a algunas colonias ha representado una ligera recuperación de la población reproductora. Sin embargo, la mortalidad no natural que sufre la especie es claramente insostenible, en una actividad -la pesca de

palangre- que previsiblemente puede seguir intensificándose en los próximos años.

Mortandad en pesquerías. Por su biología, las poblaciones de Pardela Cenicienta se ven gravemente afectadas por cualquier aumento en la mortalidad adulta. Diversos estudios (Aguilar, 1994; Cooper *et al.*, en prensa) constatan la mortandad de gran número de ejemplares en las pesquerías de palangre. Así, por ejemplo, en aguas de Columbretes se estima una mortalidad anual sólo por esta causa de entre 450 y 1.900 aves (Belda & Sánchez, 2001a), y otras 1.300 aves anualmente en el entorno de Baleares, lo que representa el 4-6% de dichas poblaciones combinadas (ya que buena parte de los ejemplares que mueren en la zona de Columbretes son reproductores de Baleares). Este nivel de mortalidad es claramente insostenible, especialmente porque incide sobre aves que en muchos casos son adultos reproductores. Sobre 31 recuperaciones de individuos anillados muertos en artes de pesca, el tiempo promedio de captura es de 4,6 años después del anillamiento, y el 58% murieron con más de 6 años de edad, es decir, eran ejemplares plenamente adultos. A la mortalidad en el Mediterráneo hay que añadir aquella que se produce en las zonas de invernada, pues se conocen capturas en barcos de pesca en Namibia, Sudáfrica y Brasil.

Destrucción/pérdida de calidad del hábitat. La Pardela Cenicienta sufre una progresiva reducción de lugares apropiados para nidificar. La urbanización progresiva del litoral, la intensificación de los usos turísticos (incluyendo actividades acuáticas nocturnas), la iluminación excesiva y, sobre todo, el aumento de predadores no naturales (ratas, gatos) la han hecho desaparecer de muchos sitios y han reducido el número de colonias posibles a unas pocas. De esta forma, la especie se ve impedida de establecer nuevos núcleos de cría con los que podría compensar las pérdidas que sufre en otros lugares. Igualmente, las recolonizaciones naturales parecen muy poco probables.

Disponibilidad de alimento. La disponibilidad de alimento también puede afectar negativamente a esta especie. De producirse una disminución de los stocks de sus principales presas (sardina, boquerón) coincidente con la disminución de los túnidos y delfines con lo que se asocian las pardelas, se estaría dificultando la búsqueda de alimento y probablemente disminuiría su éxito reproductor. Igualmente, las vedas temporales de pesca en época de cría pueden suponer un impacto si llegan a impedir el acceso de las aves a una fuente abundante y predecible de alimento, especialmente en las fases críticas de la reproducción.

Contaminación marina. Los vertidos de hidrocarburos y la contaminación industrial no han aumentado de forma significativa en las últimas décadas pero siguen causando un número de muertes y siguen suponiendo una amenaza para las aves marinas en general.

Interacciones con otras especies. Aparte de la predación por parte de ratas, gatos y otros animales, ya comentada, la especie comparte su espacio de reproducción con otras aves (principalmente gaviotas) que pueden predear sobre ella. En la costa continental y en algunos islotes, la presencia de Búho Real (*Bubo bubo*) y otros predadores nocturnos (mustélidos) puede impedir a las pardelas asentarse en zonas del litoral aparentemente adecuadas (Gutiérrez & Carboneras, 2001). Igualmente, la competencia con conejos puede suponer un factor limitante en algunas zonas (p.ej., isla del Aire, Menorca).

Persecución directa. Los jóvenes de esta especie y de la Pardela Balear (*P. mauretanicus*) tradicionalmente se han venido capturando para consumo humano en diversas colonias, principalmente de Baleares. Hoy en día, tras la protección legal de la especie y la mejora de las condiciones de vida de los habitantes de la

costa, esta práctica está casi totalmente erradicada pero parece resurgir esporádicamente y en casos aislados. Igualmente, hace unos años se las capturaba en el mar para usarlas como cebo (p.ej. en las nasas) y actualmente esto sólo se produce rara vez.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

- Protección legal (ZEPA, Parque Nacional, Parques Naturales) de la mayoría de las zonas de reproducción conocidas y, en algunos casos, de las aguas adyacentes a éstas (Reservas Marinas).
- Recuentos esporádicos de las poblaciones reproductoras en algunas colonias, principalmente en Baleares.
- En Columbretes, los recuentos son más regulares.
- Seguimiento de los parámetros de reproducción en Chafarinas.
- Estudio de la mortalidad accidental de aves marinas en aguas de Columbretes (SEO/BirdLife, Secretaría General de Pesca).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Proteger adecuadamente (p.ej. a través de ZEPA, aunque puede superponerse otras figuras) todas las áreas de reproducción actuales y las históricas.
- Gestionar activamente las colonias de cría (eliminando predadores, recreando el hábitat de cría).

- Eliminar predadores de las antiguas colonias de cría para favorecer el retorno natural de la especie.
- Promover el uso adecuado de medidas correctoras en las pesquerías de palangre para evitar la captura accidental de aves marinas: calado nocturno, líneas espantapájaros, aumento del peso de la línea madre, mecanismos de calado subacuático, cebo tintado.
- Desarrollar, con la colaboración del sector pesquero, medidas correctoras específicas para evitar la captura accidental de pardelas cenicientas en las pesquerías de palangre en aguas españolas.
- Designar con la categoría de ZEPA las áreas marinas que resulten importantes para la conservación de la especie (zonas de alimentación, concentraciones destacables, pasos regulares) y aplicar en ellas el principio precautorio, estableciendo la necesidad de evaluar el impacto ambiental de las nuevas actividades que se proyecten desarrollar.
- Llevar a cabo un censo nacional de esta especie y un seguimiento de las colonias reproductoras para determinar con más exactitud las tendencias de sus poblaciones.
- Regular las actividades acuáticas en las inmediaciones de las colonias de cría, especialmente las nocturnas, con el fin de evitar molestias a las aves.
- Regular la iluminación artificial en las áreas de cría y en las zonas costeras adyacentes, con el fin de minimizar el impacto especialmente sobre las aves jóvenes en el momento de abandonar sus nidos (octubre).

Pardela Cenicienta *Calonectris diomedea borealis*

Vulnerable; VU A3d+4d

Autor: Juan Antonio Lorenzo

A pesar de ser el ave marina más abundante en Canarias, sus efectivos se han reducido con relación al pasado, estimándose su población en unas 30.000 parejas. La captura de pollos ha sido la causa principal de su disminución, ya que incluso fue un recurso aprovechado por los aborígenes de las islas, pero en la actualidad, a pesar de que estas prácticas ilegales se han reducido, han surgido otras amenazas como la depredación por mamíferos introducidos, los deslumbramientos -cuyo impacto real sobre la especie es desconocido-, y sobre todo la mortalidad derivada de la actividad pesquera probablemente insostenible a largo plazo.

DISTRIBUCIÓN

Esta subespecie está presente principalmente en aguas de la Macaronesia, en concreto en las islas atlánticas de Salvajes, Madeira, Azores y Canarias. También cría en las islas Berlengas (Portugal). Los efectivos de Cabo Verde han sido tradicionalmente tratados como otra forma, *C. d. edwardsii* (Cramp & Simmons, 1977; Del Hoyo *et al.*, 1992), pero en la actualidad se consideran con rango de especie, *C. edwardsii* (Hazevoet, 1995; Snow & Perrins, 1998). Resta por citar la forma nominal, *C. d. diomedea*, propia de la región mediterránea.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Las poblaciones vecinas de Madeira y Azores, en conjunto pueden ascender a unas 65.000-125.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000). La estimación global rondaría aproximadamente entre 96.000 y 155.000 pp. (Tucker & Heath, 1994; Snow & Perrins, 1998; Paterson, 1997), destacando de la bien repartida red de colonias en el conjunto de su distribución mundial la de Salvaje Grande (Salvajes), con unas 18.000 pp. (Mougin *et al.*, 1996) y la de Alegranza (Canarias) con unas 8.000-10.000 (Martín *et al.*, 1991), que aglutinan un porcentaje importante de esta sub-

especie. A título comparativo, los efectivos de la forma mediterránea ascienden a unas 50.000-63.000 pp. repartidas por más de un centenar de enclaves (Paterson, 1997), mientras que en Cabo Verde se estiman en unas 10.000 (Snow & Perrins, 1998).

En Canarias se considera el ave marina más abundante, habiéndose cifrado su población de forma orientativa en unas 30.000 pp. (Martín *et al.*, 1987). Deben tenerse en cuenta las dificultades para censarla, al criar en sitios inaccesibles de la costa y el interior de las islas, a los que acude de noche (Martín & Lorenzo, 2001).

Se conoce su nidificación en todas las islas e islotes del archipiélago, y siguiendo a Martín & Lorenzo (2001), los efectivos reproductores se encontrarían mayoritariamente en las siguientes colonias y sectores: Alegranza (principal colonia canaria con 8.000-10.000 pp.), Montaña Clara (probablemente más de 1.000 en La Caldera), Lanzarote (cerca de 1.000 en El Mójon, en el Parque Nacional de Timanfaya), Lobos (alrededor de 1.000 sobre todo en La Caldera), Fuerteventura (principalmente por la costa occidental y en el sureste), Gran Canaria (zonas principales en el oeste y franja costera septentrional), Tenerife (muy común, criando en casi todo el litoral aunque bastante escasa en la vertiente meridional), La Gomera (muy abundante en todo el litoral pero sobre todo en la mitad meridional), El Hierro (tanto en los acantilados como en numerosos islotes de forma muy abundante) y La Palma (varios miles de ejemplares, destacando el cuadrante nororiental).

Tendencia previsible. A pesar de que hoy en día se considera abundante, es menos común que en el pasado (Martín & Lorenzo, 2001). Por ejemplo en las islas más pobladas se ha constatado la desaparición de algunas de las colonias más accesibles y vulnerables (Martín, 1987; Lorenzo & González, 1993b; Martín & Lorenzo, 2001). En cuanto a la evolución de la población, a tenor de la incidencia de distintos factores limitantes, y aunque los principales han cesado o disminuido de forma considerable, se advierte una reducción general. Además, el efecto de las actividades pesqueras en las aguas en las que está presente fuera del periodo reproductor (principalmente durante los meses invernales) podría acrecentar su declive.

ECOLOGÍA

Es una especie migradora, que está presente en los mares canarios desde mediados de febrero a finales de octubre, aunque en los meses invernales que restan se conocen citas ocasionales (Martín *et al.*, 1987; Lanzadera, 1994; Martín & Lorenzo, 2001). Los efectivos atlánticos migran en su mayor parte a las costas de Sudamérica (Mougin *et al.*, 1988), conociéndose al menos tres casos de aves anilladas en Canarias y recuperadas en las aguas de Brasil (Martín & Lorenzo, 2001).

La puesta es de un sólo huevo y tiene lugar desde finales de mayo a mediados de junio. Cría en madrigueras ("huras") bajo rocas, así como en grietas, cuevas, tubos volcánicos, bajo vegetación e incluso en la arena (Martín & Lorenzo, 2001), tanto en roques y acantilados marinos como en barrancos y áreas agrestes del interior. Los pollos permanecen en el nido hasta mediados de octubre y principios de noviembre. Tal y como resumen estos últimos autores, una vez que abandonan las colonias inician un periplo que les llevará a recorrer aguas atlánticas más septentrionales.

De especial importancia de cara a la recuperación de esta especie y la incidencia que tiene la captura de pollos en las áreas de

cría sobre la dinámica poblacional de la misma, son los datos obtenidos por Jouanin *et al.* (1980) en la colonia de Salvaje Grande relativos a la madurez de las aves, ya que tardan al menos cuatro años en regresar a las colonias de cría pero no llegan a reproducirse hasta el séptimo. Además, tal y como señalan Martín & Lorenzo (2001), si bien la mayor parte de los efectivos regresa a las colonias de cría donde nacieron, al menos un porcentaje indeterminado puede establecerse en otras. Dichos autores mencionan casos de individuos nacidos en Salvajes que han sido encontrados nidificando en Canarias. A ello hay que unir el efecto negativo de la actividad pesquera en sus lugares de dispersión.

AMENAZAS

Caza ilegal. (1) Tradicionalmente ha sido capturada por los habitantes de las islas (Martín & Lorenzo, 2001), e incluso se conoce su consumo por parte de los aborígenes (Rando & Perera, 1994; Rando *et al.*, 1996 y 1997). Aunque la finalidad de la mayor parte de estas capturas era para consumo, también se llevaban a cabo para obtener aceite y plumas, por lo que se centraban mayormente en los pollos. De la recopilación de información de Martín & Lorenzo (2001) sobre estas prácticas, y a modo de ejemplo, cabe destacar que en Alegranza, en la primera mitad del siglo XX, debían capturarse entre 6.000-8.000 pardelas, existiendo un cuaderno de contabilidad en el que aparece como cifra más elevada la de 7.500 pollos capturados en 1926. También se abatían adultos y juveniles desde embarcaciones empleando armas de fuego (Lovegrove, 1971; Hernández Quintero, 1974; Martín & Lorenzo, 2001). Estos últimos autores añaden que según testimonios de testigos, sólo se recuperaba una mínima parte de los ejemplares.

Deslumbramientos. (2) La mayor parte de los hallazgos de pollos que caen en sus primeros vuelos se debe a deslumbramientos en núcleos poblacionales. Se desconoce la verdadera magnitud de este problema, aunque los esfuerzos de recuperación de estas aves que se llevan a cabo en las islas deben minimizar su impacto.

Depredación. Se desconoce su incidencia sobre las poblaciones, aunque en base a la abundancia de algunos depredadores potenciales (gatos y ratas), en las islas mayores debe ser una de las causas por las que se han perdido colonias. También en algunos islotes en los que hay mamíferos introducidos, este factor cobra mayor importancia.

Mortandad por la actividad pesquera. (4) Se sabe relativamente poco sobre el impacto real de la actividad pesquera en esta subespecie, y al menos en las aguas del archipiélago debe ser baja. Sin embargo, durante la época no reproductora se dispersa por el Atlántico frente a las costas de Sudamérica, donde se conoce la existencia de capturas accidentales frecuentes en palangre (véase *C. d. diomedea*, este volumen).

Otras causas. (4) Hay mortandad también por colisión con tendidos eléctricos, atropellos, consumo de desperdicios flotantes (plásticos de envoltorios, etc.) y ahogamientos (con redes, palangres, etc.), pero se desconoce su magnitud.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

A raíz de los resultados de Martín *et al.* (1987) comienzan campañas de recogida de pollos deslumbrados por parte de la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias. La activi-

dad ha proseguido y ha calado en la población, recayendo actualmente su organización en los distintos cabildos. También debe mencionarse el papel de la Asociación de Amigos de las Pardelas, que dedica gran parte de sus esfuerzos a dicha labor de recuperación.

Además, se ha visto favorecida al incluirse gran parte de sus principales colonias en la red de ENP y ZEPA (Martín Esquivel *et al.*, 1995; Viada, 1998).

En fechas recientes también se ha visto beneficiada por las labores de estudio y conservación, sobre todo por la erradicación de gatos y conejos, desarrollada por el Departamento de Biología Animal de la Universidad de La Laguna en los islotes del archipiélago chinijo (Martín *et al.*, 2002). Dichas actuaciones forman parte de un proyecto del Cabildo de Lanzarote que ha contado con fondos Life.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

— Elaboración y publicación del Plan de Manejo de esta especie y cumplimiento de sus directrices.

- Cumplimiento de las directrices de los distintos instrumentos de planeamiento de los espacios naturales, garantizándose de esa manera la conservación efectiva de su hábitat.
- Vigilancia estricta en las principales colonias de esta especie durante el periodo reproductor.
- Erradicación de depredadores introducidos en las colonias ubicadas en roques e islotes.
- Estudios sobre la incidencia de la actividad pesquera y la evolución de sus poblaciones.
- Llevar a cabo censos coordinados y seguimiento de las colonias reproductoras para determinar con precisión su evolución.
- Promover medidas para evitar mortalidad en las pesquerías de palangre.
- Regular actividades acuáticas en las inmediaciones de las colonias de cría, especialmente nocturnas, con el fin de evitar molestias.
- Regular iluminación artificial en las áreas de cría y en las zonas costeras adyacentes.

Pardela Pichoneta *Puffinus puffinus*

En Peligro; EN B2ab(ii,iii); C2a(ii)

Autor: Juan José Ramos

La Pardela Pichoneta es una de las aves marinas nidificantes en el territorio nacional más desconocida. La escasez de información existente genera importantes dudas sobre su situación, aunque todo apunta a un alarmante declive de sus poblaciones, provocado principalmente por la depredación por parte de las ratas. Sus efectivos poblacionales han sido cifrados en algo más de 200 parejas para el conjunto del archipiélago canario.

DISTRIBUCIÓN

Se distribuye principalmente en el noreste del Atlántico. Sus colonias de cría se localizan en las islas Westmann, Feroes, Islandia, Gran Bretaña y en la Bretaña Francesa (Del Hoyo *et al.*, 1992). En los archipiélagos macaronésicos existen enclaves reproductores con menor número de aves en Azores, Madeira y Canarias. Además, en la costa atlántica de Norteamérica existen colonias de cría en Terranova y Massachusetts (Paterson, 1997; Del Hoyo *et al.*, 1992).

España. Los únicos enclaves reproductores conocidos a nivel nacional se localizan en Canarias, en las islas de La Palma y Tenerife, aunque podría criar en otras, como El Hierro y La Gomera, donde se han realizado diversas escuchas nocturnas en época y hábitats apropiados.

Es muy frecuente en la costa cántabra durante el paso postnupcial, especialmente en los meses de agosto a noviembre, siendo mucho menos notorio en el prenupcial, el cual tiene lugar de febrero a abril (Díaz *et al.*, 1996). Además, existen varias citas dudosas en las costa andaluza y valenciana (Paterson, 1997).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Aunque hasta el momento sólo se conoce como reproductora en Tenerife y La Palma, una mejor prospección de los sectores septentrionales de El Hierro y La Gomera permitiría ampliar su distribución como nidificante. Por otra parte, la estima conocida para el conjunto de su distribución debe tomarse como orientativa, ya que los escasos enclaves de cría conocidos y los hábitos de la especie, dificultan su recuento. No obstante, considerando las amenazas, es muy probable que se encuentre en declive.

Tenerife. Aunque fue citada por diversos autores en la costa norte durante el siglo XIX (Bannerman, 1963), no es hasta la segunda mitad de la década de 1980 cuando fue encontrada criando en laderas del barranco de Los Cochinos (Los Silos), en el noroeste de Tenerife (Hernández *et al.*, 1990). Estos autores calculan que sus efectivos son del orden de una veintena de parejas. Además, la especie puede ser escuchada durante la época de cría en otros barrancos del norte y noroeste, así como en algunos enclaves del macizo de Anaga.

La Gomera. Es muy probable que esté criando en algunos lugares del norte de la isla, donde se han escuchado ejemplares y existen lugares adecuados para ello (Martín & Lorenzo, 2001).

El Hierro. Al igual que en La Gomera, no hay datos sobre su reproducción aunque es muy probable que críen unas pocas parejas en el norte de la isla, donde se han escuchado en lugares idóneos (Martín & Lorenzo, 2001).

La Palma. Fue encontrada criando en varios barrancos del noreste durante la segunda mitad de la década de 1980 (Martín *et al.*, 1989). En la actualidad el grueso de la población canaria se localiza en esta isla, donde podrían criar más de 200 pp. repartidas por barrancos del noreste y norte (Martín & Lorenzo, 2001). En época de cría es muy frecuente escucharla en la mayoría de estos barrancos, siendo numerosa en la Reserva de Biosfera de Los Tiles (San Andrés y Sauces).

Tendencia previsible. A pesar de los escasos datos existentes, todo apunta a un declive en sus poblaciones, probablemente motivado por la incidencia de los depredadores en sus lugares de cría.

Según información de lugareños de varias islas, en el pasado la especie fue utilizada como recurso alimenticio, en algunas zonas de Tenerife y La Palma, donde los pollos eran capturados en las huras, en ocasiones en números importantes. Además, cuentan que en la actualidad, estas aves ya casi no se escuchan y hay muy pocas comparadas con antaño.

ECOLOGÍA

La especie se comporta como nidificante estival, estando presente en aguas canarias desde los meses de febrero a septiembre. Su reproducción es poco conocida y los escasos datos existentes se refieren a observaciones puntuales. Las colonias se ubican en laderas de barrancos con formaciones boscosas de monteverde. Su nido consiste en una galería excavada en la tierra o en grietas, donde ubica un sólo huevo. La puesta tiene lugar principalmente en el mes de marzo, prolongándose el periodo de incubación unos 45 días. Durante el mes de julio vuelan los pollos, que en principio, permanecen en Canarias hasta septiembre, mes en el que comienza la migración de la población hacia el suroeste del Atlántico (Martín & Lorenzo, 2001).

Pardela Balear

Puffinus mauretanicus

En Peligro Crítico; CR A3ace+4ace; B2ab(ii,iii,iv,v); E

Autores: José Manuel Arcos y Daniel Oro

La Pardela Balear tiene una distribución restringida a las islas Baleares (islotas e islas mayores), concentrándose cerca de la mitad de sus efectivos en la isla de Formentera (Ibiza), y existiendo otras pequeñas colonias repartidas entre Ibiza, Mallorca, Cabrera y Menorca. Las principales amenazas vigentes las constituyen los predadores terrestres y la presión pesquera (particularmente palangres y otras artes causantes de mortalidad directa), a la vez que la contaminación y el crecimiento urbanístico, siendo en su mayoría problemas de largo alcance y de difícil solución. Al tratarse de una especie muy longeva (por lo que prima la supervivencia adulta sobre el éxito reproductor), el actual declive de la población (c.7,4% anual, debido principalmente a una elevada mortalidad adulta), junto con

AMENAZAS

Depredación por animales introducidos. (1) Si bien sólo se conocen datos aislados y escasos sobre el impacto de las ratas y gatos en las colonias de Pardela Pichoneta, es muy probable que éste sea uno de sus principales problemas de conservación. En este sentido, hay que destacar la elevada densidad de ratas existente en el monteverde donde se emplazan sus lugares de cría.

Contaminación lumínica. (4) El elevado número de farolas y luces en algunos enclaves costeros, especialmente en los núcleos turísticos, provoca la desorientación de las aves jóvenes. Este fenómeno suele tener lugar en los meses estivales, sobre todo en el de julio, y en las costas norte de Tenerife y La Palma.

Contaminación marina. (4) Los desperdicios (plásticos, botellas, etc.) y los vertidos de hidrocarburos, es probable que produzcan mortandad en la población canaria.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

- Estudio financiado por la Dirección General de Medio Ambiente y Conservación de la Naturaleza del Gobierno de Canarias y realizado por la Universidad de La Laguna, con vistas a su conservación. Año 1987.
- De forma intermitente y en pocos años, se han llevado a cabo actuaciones de control de depredadores mediante la colocación de cajas con venenos en las principales colonias de cría conocidas de las islas de Tenerife y La Palma, por parte de la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaboración y publicación del Plan de Conservación del hábitat y cumplimiento de sus directrices (1).
- Control y/o erradicación de ratas y gatos en las colonias de cría (1).
- Protección efectiva de las áreas de cría y su entorno (3).
- Estudio detallado sobre la distribución y tamaño de la población, incluyendo su búsqueda en otras islas en las que podría nidificar (3).
- Estudio sobre el impacto de las pesquerías canarias en las aves pelágicas (4).

un área de ocupación efectiva inferior a 10 km², una situación de fragmentación progresiva, y un reducido y mal conocido tamaño poblacional (que según estimas recientes no supera las 2.000 parejas reproductoras), sugiere que esta pardela debe calificar En Peligro Crítico. Se ha estimado una probabilidad de extinción superior al 50% en las próximas tres generaciones (c.54 años), o lo que es lo mismo, un declive proyectado superior al 80% en ese mismo periodo.

DISTRIBUCIÓN

Población reproductora restringida a las islas Baleares. Tras la reproducción, la mayor parte de la población se desplaza hacia el Atlántico, concentrándose en el golfo de Vizcaya (verano-otoño); algunas aves alcanzan el norte de las islas Británicas y el sur de la península Escandinava, así como las costas atlánticas del norte de África (existiendo una posible cita en Sudáfrica) (Bourne *et al.*, 1988).

España. Población reproductora restringida a islotes y zonas costeras de las grandes islas del archipiélago Balear, principalmente Formentera. Durante el periodo de cría frecuente la costa oriental de la península Ibérica, donde también forma concentraciones importantes en invierno. En verano y otoño frecuente las costas atlánticas, especialmente en el noroeste de la Península.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Estimas recientes (2000) de la población reproductora apuntan a una reducida población de 1.750-2.125 pp. (SEO/BirdLife, 2001), cifra considerablemente inferior a la estimada para 1991 (c. 3.300 pp.) (Aguilar, 1991, 1999; BirdLife International, 2000). Sin embargo, ninguno de los censos anteriores fue exhaustivo (i.e. censo de nidos ocupados), y en la mayoría de las colonias se realizaron aproximaciones imprecisas (p. ej. censo de aves en balsas frente a la colonia al anochecer, estimas a partir de escuchas, encuestas a la población local, etc.) que podrían sesgar los resultados (dificultando la apreciación de una tendencia clara solamente a partir de esos datos). En cualquier caso la población reproductora es reducida y se concentra en pocos puntos, principalmente en Formentera e islotes adyacentes (c.50% de la población), existiendo colonias más modestas en Ibiza, Mallorca, Cabrera y Menorca. Al parecer algunas aves se toman años sabáticos (cerca del 25%; D. Oro, datos inéditos), por lo que la población sexualmente madura debe ser algo superior a la inferida a partir de los censos en las colonias.

Los censos fuera de la época reproductora, cuando las pardelas baleares suelen formar concentraciones importantes, permiten tener una idea del tamaño poblacional mínimo. Así, a finales de los años ochenta y principios de los noventa la población total se estimaba en unos 10.000-15.000 individuos, considerando las concentraciones observadas durante la época de muda (c.8.000-10.000 aves sólo en el noreste del golfo de Vizcaya, tal vez hasta 15.000-20.000 en todo el sector Atlántico) y en invierno (c.11.000 aves en el noreste de la península Ibérica) (Le Mao & Yésou, 1993; Gutiérrez & Figuerola, 1995; Mayol *et al.*, 2000). En los últimos años estas cifras parecen haber ido a menos, con concentraciones que apenas superan los 2.000 ejemplares en el norte del golfo de Vizcaya durante la muda (Yésou, en prensa), grupos menos numerosos durante la migración en las costas gallegas (Mouriño *et al.*, en prensa), y de unos pocos centenares a pocos miles en Cataluña en invierno (Arcos, 2000; Badosa, 2001). Pese a todo tampoco es recomendable establecer tendencias poblacionales a partir de estos datos, ya que la movilidad de la especie (condicionada por la disponibilidad de alimento) puede conllevar a que

grupos importantes de pardelas pasen desapercibidos ciertos años.

La modelización matricial con simulación de trayectorias apunta hacia una tendencia muy fuerte a la baja (aunque muchos parámetros poblacionales como, por ejemplo, las tasas de reclutamiento, son todavía muy poco conocidos). Las estimas de supervivencia adulta, basada en datos de captura y recaptura a partir de 354 individuos seguidos en dos colonias de Mallorca durante 1997-2002 permite un elevado grado de fiabilidad a la hora de predecir una probabilidad de extinción en las próximas tres generaciones, muy superior al 50% (D. Oro, datos inéditos). El tiempo medio de extinción se estima en sólo 40 años. Esta modelización señala un descenso medio de la población de un 7,4% anual, siendo la tasa de crecimiento poblacional significativamente menor que 1. Partiendo de una población actual posible de entre 1.750-2.125 pp., en 54 años (estima de tres generaciones) quedarían 29-36 pp. La modelización matricial para estimar las probabilidades de extinción se basó en las estimas de parámetros demográficos disponibles para la especie (supervivencia por edades, edad a la primera reproducción, probabilidad de reproducirse -años sabáticos-, y fecundidad); de aquellas de las que no se dispone de estimas se fijaron los valores más altos registrados nunca para especies similares. La fiabilidad de las previsiones se puede suponer alta dado que el parámetro más sensible del modelo, la supervivencia adulta, se estimó de manera robusta por captura-recaptura.

ECOLOGÍA

La Pardela Balear nidifica en huras y en cuevas en colonias relativamente pequeñas. Mientras que algunas de estas huras pueden albergar una sola pareja y estar aisladas y separadas de otras por muchos centenares de metros, las cuevas suelen albergar más parejas, cuyo número depende de su tamaño y de la accesibilidad a los depredadores (para más detalles sobre requerimientos durante la época de reproducción, véase SEO/BirdLife, 2001). Estos lugares de cría se localizan en los tramos acantilados y rocosos de todo el litoral balear, no sólo en islotes sino también en las grandes islas como Formentera, Mallorca o Menorca. No obstante, la distribución actual probablemente no es la original, pues en ausencia de depredadores (es decir, antes de la llegada del hombre al archipiélago) las pardelas debían nidificar en playas e incluso en el interior de las islas (ej. Alcover, 2000). A diferencia de las pardelas atlánticas del mismo género, las baleares no excavan agujeros en el suelo ni parecen aprovechar las madrigueras de los conejos. Las colonias suelen ser monoespecíficas pero no es raro que en las cuevas críe sintópicamente la Pardela Cenicienta y el Paíño Común (ej. Aguilar, 1997).

La Pardela Balear frecuente las colonias de cría desde noviembre (algunos ejemplares desde mediados de agosto), aunque el grueso de la población reproductora retorna en febrero y marzo, cuando las hembras llevan a cabo la puesta de su único huevo. Antes del vuelo de los pollos, que se produce hacia finales de junio, los adultos que han criado con éxito abandonan el Mediterráneo y se dirigen hacia el golfo de Vizcaya, donde realizan la muda antes de regresar de nuevo al Mediterráneo (algunas aves, proba-

blemente inmaduros y/o adultos no reproductores, abandonan el Mediterráneo a partir de mayo). Durante el invierno las pardelas suelen concentrarse cerca de las costas peninsulares mediterráneas (ver revisión en SEO/BirdLife, 2001, y de forma más resumida en Martí & Ruiz, 2001).

Fuera de las colonias la pardela balear presenta hábitos estrictamente marinos, alimentándose mayoritariamente sobre la plataforma continental (ej. Abelló & Oro, 1998; Arcos & Oro, 2002a). Tradicionalmente se la ha considerado una ave especializada en la captura directa de pequeños peces pelágicos (especialmente boquerón *Engraulis encrasicolus* y sardina *Sardina pilchardus*) (Aguilar, 1997), pero también aprovecha otras fuentes de alimento, por lo menos durante el periodo reproductor. En esta época las áreas de alimentación más importantes se sitúan frente al levante ibérico, especialmente en torno a las islas Columbretes y en aguas del delta del Ebro, donde la productividad marina es elevada (Arcos & Oro, 2002a; Abelló *et al.*, en prensa). Allí, la principal fuente de alimentación (debido probablemente a la facilidad de detección y obtención) parece ser los descartes pesqueros, que aportan por lo menos el equivalente al 40% de los requerimientos energéticos de la población total de pardelas (considerando ésta de unos 10.000 ejemplares) (Arcos & Oro, 2002a). Las pardelas también capturan alimento prospectando bajo objetos a la deriva (que concentran modestas comunidades de peces), y en asociación con cetáceos y atunes (que conducen los bancos de pequeños pelágicos hacia la superficie). Por último, también parecen capturar pequeños pelágicos por cuenta propia, así como plancton (Arcos *et al.*, 2000; Arcos & Oro, 2002a). Presumiblemente la actividad de alimentación es básicamente diurna (Mayol *et al.*, 2000; Arcos & Oro, 2002a, b). Tras la época de cría, cuando las aguas mediterráneas son particularmente pobres, la mayor parte de la población se concentra en aguas del golfo de Vizcaya, donde la especie se alimenta directamente de pequeños pelágicos. Asimismo, el aprovechamiento de descartes también parece ser frecuente en esta zona (Le Mao & Yésou, 1993). En otoño e invierno, cuando las pardelas se concentran de nuevo en aguas peninsulares del Mediterráneo, su distribución es más costera que en primavera, y mucho más gregaria (Gutiérrez & Figuerola, 1995; Arcos, 2001a). Al parecer, en esta época se alimentan principalmente de pequeños pelágicos (Rebassa *et al.*, 1998), siendo la utilización de descartes menos importante (Arcos & Oro, 2002a).

La estrategia poblacional de la especie parece ser la típica de otras especies afines, esto es, tiempo medio de generación alto (alrededor de los 20 años), supervivencia adulta alta, reclutamiento progresivo y lento, y fecundidad baja. Las tasas de dispersión (especialmente la reproductora) entre colonias parecen ser muy bajas (Aguilar, 2000), aunque se sospecha que puede ser más alta en el caso de la dispersión natal (D. Oro, datos inéditos). La productividad (entendida como porcentaje de pollos volados respecto al número de parejas que llegan a poner un huevo) se sitúa en torno al 60%, aunque es probable que haya diferencias fuertes en el espacio y en el tiempo. No se dispone de datos relativos a la supervivencia de los individuos jóvenes e inmaduros, mientras que la supervivencia adulta estimada a partir de capturas y recapturas realizadas en colonias libres de depredadores ha resultado alarmantemente baja, del orden del 78% (D. Oro, datos inéditos).

AMENAZAS

La población de Pardela Balear se encuentra muy localizada. Al tratarse de una especie muy longeva (y con baja tasa de reproduc-

ción), las principales amenazas son aquellas que afectan a la mortalidad directa de los adultos, pese a que amenazas que afectan directamente al éxito reproductor, así como amenazas indirectas para la especie, también pueden ser importantes a largo plazo. Las amenazas asociadas a las áreas de estacionamiento migratorio y a las zonas de invernada son relativamente poco conocidas. En las colonias la depredación de adultos por parte de gatos asilvestrados y otros carnívoros introducidos parece ser el principal problema, aunque hace algunas décadas la recolección de animales (pollos y adultos) para el consumo humano pudo tener un efecto negativo aun más importante (ej. Mayol, 1986).

Depredación en colonias. Muchas de las colonias de Pardela Balear son accesibles para un número alto de depredadores, principalmente ratas y otros roedores, que afectan la productividad de la especie y probablemente aumentan las tasas de dispersión y de años sabáticos. Sin embargo, como ya se ha mencionado, los depredadores de individuos adultos y sexualmente maduros son los que infligen un mayor daño a la especie. Entre éstos destacan los carnívoros, principalmente gatos cimarrones y mustélidos (SEO/BirdLife, 2001). Las evidencias de depredación por un gato en la colonia de cría más importante de Menorca, la Mola de Maó, suponen un claro ejemplo del riesgo de predación por estos carnívoros: entre octubre y noviembre de 2000, se constató la predación de un mínimo de 21 ejemplares de Pardela Balear. Se desconocen sin embargo los efectos que ha tenido esta depredación en la dinámica poblacional de la colonia. Otros depredadores pueden ser la Gaviota Patiamarilla *Larus cachinnans*, aunque su impacto no está cuantificado (1)/(4).

Amenazas relacionadas con la actividad pesquera.

— *Mortalidad en palangre.* En el mar, una amenaza potencial que parece ser más importante de lo que se creía la constituyen las pesquerías de palangre (Belda & Sánchez, 2001a, b; Carboneras, 2001; Cooper *et al.*, en prensa). Los anzuelos de palangre y el tipo de cebo habitual suelen ser demasiado grandes para la especie, pero en ocasiones las pardelas quedan enganchadas. Si bien no parece un fenómeno frecuente, el comportamiento gregario de las pardelas y su asociación habitual con embarcaciones de pesca puede llevar puntualmente a fenómenos de mortalidad “en masa”, cuando una barca cala el arte cerca de una balsa de pardelas. Tal podría ser la causa de mortalidad de c.50 ejemplares encontrados en una playa de Tarragona en el invierno de 1999-2000 (1)/(4).

— *Mala gestión de la pesca de arrastre.* La importancia de los descartes de la pesca de arrastre para la Pardela Balear durante la época reproductora sitúa a este recurso en una posición clave para la conservación de la especie, situación a la que probablemente se ha llegado tras una disminución de otras fuentes de alimento alternativas (ej. pequeños pelágicos). El mayor control de una actividad pesquera tan poco selectiva como el arrastre es deseable para la preservación de los ecosistemas marinos, y la reducción de los descartes es un punto clave en este proceso (ej. FAO, 1995). Sin embargo, conviene gestionar esta reducción de la mejor forma posible para paliar el impacto potencial sobre la Pardela Balear y otras aves marinas con problemas de conservación. A corto plazo la reducción de descartes podría ocasionar una mayor competencia por el recurso entre las aves marinas que lo aprovechan, aunque éste no parece ser un problema serio para la Pardela Balear (Arcos, 2001b; Arcos & Oro, 2002a). Más importante puede ser el efecto de las vedas de arrastre, que conllevan la paralización de la flota durante dos meses cada año, en primavera. El número de puertos que

adoptan esta medida crece continuamente, y en caso de coincidir las fechas de veda para el conjunto de puertos la Pardela Balear podría salir seriamente perjudicada (reducción del éxito reproductor) (Arcos & Oro, 2002a) (2).

— *Sobreexplotación de pequeños pelágicos.* La sobreexplotación de algunas especies de pequeños pelágicos, como podría ser el caso del boquerón (ver Oro, 1999; Abad, 2000), reduciría las alternativas de las pardelas frente a una reducción de los descartes, empeorando la situación. Pese a todo, algunas especies de pequeños pelágicos, como la alacha *Sardinella aurita*, parecen incrementar su abundancia en la zona del levante ibérico (Abad, 2000), y podrían compensar en parte la disminución del boquerón. En caso de implementarse el Plan Hidrológico Nacional, la reducción en el aporte de nutrientes del Ebro contribuiría a una reducción de pequeños pelágicos en esa zona clave para la Pardela Balear (Martínez-Vilalta, 2001) (4).

Pérdida y degradación del hábitat de cría. Existe una gran limitación de hábitat adecuado para la nidificación. La presencia de ratas en muchos de los lugares potencialmente adecuados para la especie y la urbanización de las zonas costeras impiden la recolonización o la ocupación de muchos de ellos. El aumento de las poblaciones de gatos cimarrones puede estar disminuyendo considerablemente el número de lugares adecuados para la cría en tiempos muy recientes. Se ha indicado que la Pardela Balear tiene más dificultades en recolonizar hábitat adecuado de cría en comparación con otras especies afines, tales como la Pardela Cenicienta (Aguilar, 2000) (1).

Vertidos y contaminantes. El comportamiento gregario de la especie en ciertas épocas del año la hace potencialmente vulnerable frente a vertidos de hidrocarburos, que podrían causar la muerte a centenares de individuos en caso de coincidir con alguna gran concentración de pardelas. Por otro lado, los niveles de mercurio encontrados en la especie son particularmente elevados, especialmente en el plumaje (c.18 µg/g, valor que se acerca a los más altos registrados en aves marinas; Ruiz *et al.*, en prensa). Esto puede deberse en parte a su posición filogenética (los procelariiformes suelen presentar niveles de mercurio particularmente altos; ej. Monteiro *et al.*, 1995), así como a los elevados niveles de este metal en el Mediterráneo (Renzoni *et al.*, 1986; Cossa *et al.*, 1997). Sin embargo, la localización de las principales áreas de alimentación cerca del delta del Ebro (ej. Arcos & Oro, 2002a; Abelló *et al.*, en prensa), zona susceptible de presentar elevados niveles de contaminación por mercurio, puede conllevar niveles más altos de lo normal. Además, el consumo de descartes pone al alcance de las pardelas presas demersales, más contaminadas que las presas accesibles de forma natural (peces epipelágicos), representando una fuente de mercurio adicional (Arcos *et al.*, 2002). En conclusión, los niveles de mercurio detectados en la Pardela Balear podrían acercarse al límite tolerados por la especie, que pasaría a ser susceptible frente a episodios puntuales de contaminación (vertidos). Los niveles de selenio también son elevados en esta especie, pero esto puede convertirse en una ventaja ya que el selenio atenúa los efectos tóxicos del mercurio (Thompson, 1996) (2)/(4).

Otros factores. La competencia con otras especies ha sido relativamente poco estudiada. Parece haber una segregación espacial del hábitat de cría con la Pardela Cenicienta, dominando ésta sobre la Balear debido probablemente a su mayor tamaño (Aguilar, 2000). También es conocido el cleptoparasitismo que sufren las Pardelas Baleares en competencia con otras especies

durante el forrajeo, aunque no parece que este fenómeno represente una amenaza para la especie (ej. Arcos & Oro, 2002a; J. M. Arcos & D. Oro, datos inéditos) (4).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Durante 1999-2000, se ha ejecutado un proyecto LIFE-Naturaleza “Recuperación de *Puffinus mauretanicus* en la red de ZEPA de las islas Baleares” de la Consellería de Medi Ambient de Baleares. Durante el desarrollo del mismo, parcialmente a cargo de SEO/BirdLife, se han realizado numerosas actuaciones con el objetivo de mejorar la conservación de la especie y ampliar el conocimiento disponible sobre su biología, además de haberse realizado varias campañas de desratización y ensayos de colonización en lugares seleccionados. Paralelamente, el Govern Balear ha declarado tres nuevas ZEPA en 2000, de tal forma que todas las IBA con importancia para la Pardela Balear quedan protegidas. El proyecto ha prestado también atención a la mortalidad potencial en las costas españolas, especialmente por hidrocarburos (para más detalles sobre todas las actuaciones llevadas a cabo, véase SEO/BirdLife, 2001, o el resumen en Martín & Ruiz, 2001).

Otro proyecto que (entre otras especies) ha dedicado atención a la Pardela Balear es el impulsado por SEO/BirdLife, la Secretaría de Pesca Marítima y la Consellería de Medi Ambient de la Comunidad Valenciana para evaluar el impacto de la pesca de palangre en las islas Columbretes (Sánchez & Belda, 2000; Belda & Sánchez, 2001a, b; A. Martínez-Abraín, resultados inéditos).

Actualmente, la Consellería de Medi Ambient del Gobierno Balear y el Ministerio de Medio Ambiente financian campañas de desratización y de control de depredadores terrestres en varias colonias de Mallorca y de Formentera, pero los esfuerzos en este sentido son insuficientes frente a una amenaza tan importante (véase Medidas de Conservación propuestas para actuaciones pendientes de mayor desarrollo).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

En vista de la elevada mortalidad adulta que experimenta la Pardela Balear, urge desarrollar una estrategia de conservación amplia y bien coordinada, a la vez que proseguir y mejorar el estudio de la población, de forma que se puedan evaluar con más rigor las tendencias poblacionales (mejorar las estimas del tamaño poblacional, así como de los datos demográficos) y las causas de mortalidad. Para ello se propone:

Grupo de Trabajo de Pardela Balear. Teniendo en cuenta que la Pardela Balear es una especie en peligro de extinción, cuya conservación dependerá en buena medida de la coordinación entre las autoridades competentes de las distintas CC.AA. (donde la Pardela Balear utiliza el medio terrestre-marino durante cualquier momento de su ciclo anual), Ministerio de Medio Ambiente y otros sectores del ámbito científico y conservacionista. Es recomendable involucrar a organismos encargados de la gestión de las pesquerías (1).

Elaboración y aprobación de un Plan de Recuperación. Es urgente la redacción y aprobación de un Plan de Recuperación para la especie en Baleares. Dependiendo de las directrices que puedan emanar desde el Grupo de Trabajo de Pardela Balear, otras CC.AA. podrían posteriormente elaborar planes

complementarios para asegurar que se llevan a cabo todas las actuaciones necesarias a favor de la conservación de la especie (1).

Control de predadores. Es necesario asegurar un control estricto y permanente de predadores en todas las colonias de cría donde se haya demostrado o pueda demostrarse la presencia y riesgo de predación. Resulta inaceptable que hasta la fecha de hoy, numerosas colonias siguen sufriendo la amenaza de predación por parte de gatos. La Conselleria de Medi Ambient debe tomar una postura decidida de erradicación de predadores (no siendo aceptables soluciones intermedias de esterilización en caso de gatos) (1).

Capturas accidentales. Es necesario ahondar en la problemática de capturas de pardelas balear en palangres (impacto real) y otras artes de pesca, así como investigar y aplicar medidas que mitiguen dicha mortalidad (algunas ya han sido propuestas tras el estudio de la pesca de palangre en las islas Columbretes). Se recomienda desarrollar campañas de divulgación y concienciación dirigidas principalmente al sector pesquero (1).

Protección efectiva de las áreas de nidificación. Aunque todas las colonias de cría están incluidas en la red de ZEPA y espacios protegidos, y que la mayoría cuentan con planes de gestión (aprobados o en elaboración), es necesario asegurar que todos los planes están debidamente aprobados e incorporan todas las medidas necesarias para garantizar la conservación de la Pardela Balear. Es fundamental dotar dichos planes de los recursos necesarios para el logro de los objetivos más urgentes que permitan una protección y recuperación efectiva de la especie. Los planes de gestión y su desarrollo en planes operativos y/o de actuación, deben ser documentos vinculantes que incorporen indicadores de evaluación para permitir el seguimiento y grado de cumplimiento de los mismos (1).

Acción directa del hombre (expolios). Continuar con la divulgación iniciada durante el LIFE en las Pitiusas, sobre el grave efecto que suponen los tradicionales expolios ("virotadas") y asegurar suficiente control en las colonias (2).

Sobreexplotación pesquera. Conviene realizar un seguimiento detallado de las poblaciones de pequeños pelágicos en el Mediterráneo occidental y el golfo de Vizcaya, para determinar si existe sobreexplotación del recurso y evaluar cómo puede afectar a las pardelas. La implicación de organismos de investigación/gestión pesquera es deseable (3).

Reducción de los descartes y vedas de arrastre. Es necesario tener en cuenta a esta pardela a la hora de gestionar la pesca de arrastre. Las vedas de arrastre deberían realizarse en diferentes periodos para diferentes áreas (evitando la total ausencia de descartes en todo momento), y preferiblemente fuera de la época de reproducción de las pardelas (siempre y cuando ello no disminuya

la eficacia de las vedas en la recuperación de los ecosistemas marinos) (2).

Aves petroleadas y posibles riesgos. Conviene mantener los programas de recogida de aves marinas para evaluar el impacto de los pequeños vertidos de hidrocarburos sobre la especie (así como analizar los niveles de otros contaminantes y evaluar otras causas de mortalidad en el mar). Aún más importante, se recomienda elaborar un plan de acción para poder actuar con rapidez ante un hipotético caso de vertido de crudo coincidiendo con una gran concentración de pardelas, y así reducir las consecuencias del mismo (2).

Contaminación por metales pesados. Es urgente valorar el impacto real que pudiera tener la contaminación de mercurio y selenio (efectos sobre la reproducción y la mortalidad adulta), estableciendo umbrales de toxicidad. Asimismo es importante estudiar la relación que esta contaminación puede tener con la conducta alimenticia durante la época no reproductiva en el Mediterráneo y Atlántico (3).

Competencia con otras especies. En general, esta amenaza requiere mayor estudio y seguimiento. La presión de la Gaviota Patiamarilla sobre la Pardela Balear se desconoce, pero probablemente sea de poca importancia, por lo que se sugiere no prolongar los descartes de esta gaviota como medida precautoria para preservar la Pardela Balear hasta que no se estudie el problema con mayor detalle. La eliminación de conejo debe valorarse (2).

Zonas Especialmente Protegidas de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM). SEO/BirdLife (2001) proporciona una propuesta preliminar de dos zonas de protección marinas de importancia para la alimentación de la Pardela Balear. La propuesta se basa en la información recabada mediante el seguimiento vía satélite efectuado durante el proyecto LIFE-Naturaleza (1999-2000) y se ampara en el Convenio de Barcelona (1995). Dada la heterogeneidad de la producción marina en el espacio y en el tiempo, así como la movilidad de las poblaciones de pequeños pelágicos, dichas áreas deberían ser de dimensiones considerables para ser efectivas. Por otro lado, de prohibirse la pesca de arrastre en estas zonas la pardela balear podría desplazarse a zonas cercanas en busca de descartes, disminuyendo la efectividad de esta medida a corto plazo (a largo plazo permitiría cierta recuperación de las poblaciones de presas naturales, siendo por tanto beneficiosa y deseable) (3).

Investigación aplicada a la conservación. Es importante seguir con la investigación de base (particularmente aspectos poblacionales y demográficos) para poder evaluar la evolución de la población y comprobar la eficacia de las medidas de conservación aplicadas, así como detectar posibles nuevas amenazas (1)/(5).

Pardela Chica

Puffinus assimilis baroli

En Peligro; EN B2ab (i,ii,iii); C2a(ii)

Autores: Domingo Trujillo y Juan José Ramos

En el archipiélago canario está presente la subespecie P. a. baroli, habiéndose constatado su nidificación sólo en Alegranza, Montaña Clara, Lanzarote, Gran Canaria, Tenerife y La Gomera. Su población podría estar por debajo de las 400 parejas, aunque es posible que dicha cifra infravalore sus efectivos debido a las peculiaridades del comportamiento de la especie en los lugares de nidificación. Se encontraría "En Peligro" por la incidencia de factores como la depredación, deslumbramientos y destrucción del hábitat de cría.

DISTRIBUCIÓN

La subespecie *P. a. baroli* se distribuye por los archipiélagos de Azores, Madeira, Salvajes y Canarias. En el de Cabo Verde está presente *P. a. boydi*, que para algunos autores cuenta con rango específico (Sibley & Monroe, 1990; Hazevoet, 1995). Ambas subespecies podrían estar más relacionadas con *P. lherminieri* que con *P. assimilis* (Del Hoyo *et al.*, 1992; Austin, 1996). Además, existen otras seis más repartidas por el Atlántico sur, océanos Índico y Pacífico (Del Hoyo *et al.*, 1992).

España. En el territorio nacional sólo cría en Canarias, donde se ha constatado su nidificación en Alegranza, Montaña Clara, Lanzarote, Gran Canaria, Tenerife y La Gomera, si bien es probable que también lo haga en las restantes islas. Hay citas de divagantes tanto en el mar Cantábrico (Asturias) como en aguas del sur de la Península (Cádiz y Málaga) (Díaz *et al.*, 1996). El último dato se produjo en el golfo de Vizcaya, y se refiere a siete aves en el transcurso de una hora de observación (De Juana y el Comité de Rarezas de SEO, 2001).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población presente en Canarias se estima que está constituida en algo menos de 400 pp. (Martín *et al.*, 1987).

Alegranza. En el pasado parece haber sido más abundante a tenor de los comentarios del farero, quien relata capturas de individuos para el consumo humano (Martín & Lorenzo, 2001). Las únicas referencias fehacientes sobre su nidificación se deben al hallazgo de cáscaras de huevos y pollos muertos (Martín *et al.*, 1987), aunque previamente Lovegrove (1971) cita una nueva colonia. Actualmente no existen datos de cría, y se desconoce el tamaño de la población, que se supone está constituida por unas pocas parejas. Ha sido escuchada en el norte y sur del islote, siendo en este último sector el de mayor número de ejemplares (Martín & Lorenzo, 2001).

Montaña Clara. Su reproducción fue dada a conocer por Bannerman (1914a), citándola en el interior de La Caldera y la costa meridional. En el último medio siglo se estima una población inferior a las 50 pp. (Martín & Lorenzo, 2001).

La Graciosa. En 1913, Bannerman (1922) hace mención a dos colonias, y con posterioridad, Lovegrove (1971) señala que dichas colonias aún persisten, y además encuentra una tercera. Sin embargo, Martín & Lorenzo (2001) advierten que estos datos hay

que tomarlos con precaución, ya que ninguno de los dos autores anteriores observaron individuos vivos, y podría tratarse de un error.

Lanzarote. Se conoce la nidificación de 2-3 pp. entre Puerto del Carmen y Puerto Calero, así como en la costa de Tinajo (D. Concepción en Martín & Lorenzo, 2001). Además, la especie ha sido detectada en lugares como los Ajaches, Rubicón, Timanfaya y acantilados de Famara, enclaves en los que también podría reproducirse (D. Concepción en Martín & Lorenzo, 2001).

Lobos. En este islote se han hallado aves en distintas fechas (Martín *et al.*, 1987), aunque todavía no ha sido comprobada su nidificación. Probablemente, ésta tenga lugar en la cima y ladera de La Caldera (Martín & Lorenzo, 2001).

Fuerteventura. Su nidificación es muy probable en acantilados costeros de la punta de Paso Chico (La Oliva), donde se detectaron aves y se encontraron varias huras (Trujillo *et al.*, 1998b). Tampoco descartan estos mismos autores su cría en punta Salvaje (Puerto del Rosario), donde hallaron una hura reciente, presumiblemente de esta especie. En Corralejo se han recogido juveniles deslumbrados (Palacios, 1998), pero quizás procedan de la vecina colonia de Lobos (Martín & Lorenzo, 2001).

Gran Canaria. El único dato de reproducción fue recogido por Meade-Waldo *vide* Bannerman (1963), el cual halló una pareja criando en una cueva cerca de Arucas. Más recientemente, la especie se ha escuchado en la costa de Sardina del Norte, y se han avistado aves cerca de Gáldar (Martín *et al.*, 1987). Otros puntos de detección han sido La Isleta y Puerto Rico, y se han recogido aves en Las Palmas de Gran Canaria, Bañaderos (Arucas) y Maspalomas (Martín & Lorenzo, 2001).

Tenerife. Ha sido citada en el pasado por varios autores (Webb *et al.*, 1842; Reid, 1888; Meade-Waldo, 1893; Lack & Southern, 1949; Bailey, 1969). Sin embargo, son pocos los datos de cría existentes. Meade-Waldo *vide* Bannerman (1914b) cita una colonia en acantilados marinos del Puerto de la Cruz con pollos de distinto desarrollo, e incluso con un huevo. Posteriormente tanto Volsøe (1951) como Martín (1987), comentan la posible desaparición de dicha colonia. Este último autor encontró en el roque de Fuera de Anaga dos pollos muertos en sendas visitas al mismo. Como datos más recientes de reproducción hay que señalar que en la segunda mitad de la década de 1990 se han venido localizando nuevas pequeñas colonias en la costa de La Guancha e Icod de los Vinos, así como un pollo muerto depredado en Santa Úrsula (Trujillo *et al.*, 1998a). Otros enclaves donde se han escuchado son: Icod de los Vinos, Los Gigantes, La Matanza y roque de Garachico (Martín & Lorenzo, 2001). Estos autores comentan tam-

bién observaciones en el mar, cerca del Porís de Abona, Punta del Hidalgo, punta de Teno, Las Américas, La Caleta de Adeje y la punta de Rasca. En los acantilados de Teno se ha detectado en la punta de la Hábiga (donde muy probablemente nidifique), playa del Carrizal, playa de Masca, Andén Verde, y punta del Gigante (donde se halló un ala de un ejemplar depredado). Otras zonas del norte donde se ha oído aves han sido el tramo medio del barranco de Ruiz y la costa de La Rambla de Castro.

La Gomera. Sólo existe una prueba de nidificación segura, que se remite al hallazgo de un pollo muerto de aproximadamente una semana de edad, recogido en mayo de 1999 en derrubios bajo La Dama (Martín & Lorenzo, 2001). En opinión de estos autores, esta isla podría contener la mayor población de Canarias, y en su trabajo citan observaciones y/o escuchas en valle Gran Rey, La Rajita, barranco de Erese, playa Santiago, El Cabrito, Puntallana y Tagulucho (Arure).

El Hierro. Al parecer, debió de muy común a finales del siglo XVIII (Urtusástegui, 1983). La mayor parte de los datos son de los roques de Salmor, donde la citan por primera vez Martín & Hernández (1985). También se escucha con relativa facilidad entre el faro de Orchilla y la punta de la Sal (Martín & Lorenzo, 2001). Estos autores opinan que, probablemente, está bien distribuida, y mencionan otras localidades como Tacorón y el malpaís del Tamaduste.

La Palma. Es muy posible que críe en distintos lugares, como Puntallana, Los Sauces, Franceses, Don Pedro, etc. (Martín & Lorenzo, 2001). Datos propios revelan escuchas en Garafía, en concreto en los roques de Santo Domingo, Juan Adalid y en La Fajana, donde su reproducción es altamente probable, ya que se efectuaron escuchas de numerosos individuos muy ligados a un pequeño sector de un acantilado marino.

Tendencia previsible. La cada vez mayor proliferación de construcciones (hoteles, chalets, etc.), en ocasiones situadas muy cerca de los acantilados marinos, deben afectarle, tanto por deslumbramientos, como por la proliferación de gatos y ratas. Si los factores de amenaza siguen actuando, es de prever un declive de la especie, de manera más preocupante en los acantilados próximos a los núcleos densamente habitados.

ECOLOGÍA

Especie pelágica. Las zonas de cría se encuentran en islotes, roques y acantilados marinos con paredes verticales, de muy difícil acceso. En la base de los mismos, donde pueden llegar depredadores introducidos (gatos y ratas) con mayor facilidad, se ha podido comprobar que no llega a tener éxito en su reproducción o queda sensiblemente mermada (obs. pers.). Aunque no se ha confirmado su nidificación tierra adentro, este hecho puede tener lugar en opinión de Martín & Lorenzo (2001), como ocurre con *P. a. boydi* en Cabo Verde (Bourne, 1955; Naurois, 1969; Hazevoet, 1995). En este sentido, un indicio es el de diferentes escuchas de ejemplares en periodo reproductor en el interior del barranco de Ruiz (Tenerife), a unos 2 km de la costa, donde también se encuentran *P. puffinus* y *C. diomedea*. Las huras ocupadas por las parejas de la colonia de Santo Domingo (Tenerife), hasta el último año de estudio (2001), solían utilizarlas anualmente. En el mar no suelen verse concentraciones importantes, y sólo de forma ocasional se han visto agrupaciones, como unas 50 aves a pocos kilómetros de esta última colonia. A diferencia de otras especies, arriba a las colonias de cría en horario más tardío (Martín & Lorenzo, 2001). Estos autores mencionan aves visitando los enclaves durante todos los meses del año. Refiriéndonos a la colonia ya señalada, he-

mos detectado ejemplares desde noviembre hasta julio, aunque el resto del año se desconoce si las aves acuden. Las puestas en la colonia reseñada se producen en la segunda quincena de enero, y los pollos abandonan las huras durante mayo y junio. En otros lugares de Canarias, como son los islotes al norte de Lanzarote, parece existir un periodo más dilatado de reproducción (Bannerman, 1914a; Martín *et al.*, 1987). No obstante, Martín & Lorenzo (2001) estiman que la mayoría de las puestas se producen entre enero y febrero, aunque en algunos casos este hecho se produce tan tardíamente como durante mayo. Tras el periodo reproductor, podrían realizar movimientos dispersivos poco conocidos hasta la fecha.

AMENAZAS

Depredación por especies introducidas. (1) Tanto los gatos como las ratas provocan importantes daños, ya que llegan a depredar sobre la especie. En la colonia de Santo Domingo, en el norte de Tenerife, se ha podido comprobar la presencia de *R. rattus* y una disminución del número de huras ocupadas del 40-50%. En Los Gigantes, se han hallado restos de esta especie que podrían haber sido el resultado del ataque de un gato.

Depredación por rapaces nocturnas. (1) Aunque se trate de un fenómeno natural, su impacto podría generar un importante daño en algunas colonias (Martín & Lorenzo, 2001). Por ejemplo en la colonia de Santo Domingo se constató la captura de hasta tres pardelas chicas por parte de *Tyto alba*.

Pérdida del hábitat de nidificación. (1) La elevada densidad de población que poseen las Canarias y el importante requerimiento de espacio que demanda la industria turística, sumado a la mala gestión del suelo que se ha realizado en las islas, especialmente tras el "boom" turístico de la década de 1960, ha provocado un alarmante descenso de enclaves naturales, especialmente de ambientes costeros. Un claro ejemplo lo constituye la desaparición de la colonia de cría descubierta por Meade-Waldo *vide* Bannerman (1914b), en acantilados marinos del Puerto de la Cruz, probablemente, ya desde mediados del siglo pasado (Volsøe, 1951; Martín, 1987).

Contaminación lumínica. (1) En algunos enclaves costeros, especialmente en los núcleos turísticos, acrecienta el riesgo de desorientación de los juveniles en sus primeros vuelos. Esto favorece las muertes por colisión e incluso por los atropellos.

Contaminación marina. (1) Es posible que las manchas de hidrocarburos y los desperdicios (botellas, plásticos, etc.) provoquen la muerte de efectivos de esta especie, ya sea por ingestión como por recubrimiento del plumaje. En Canarias se han hallado cadáveres que han arribado a las costas con los cuerpos recubiertos de carburante.

Daños causados por el hombre. (1) Además de las colectas de "tahoces" (nombre local) para el consumo humano, de manera indirecta pueden perjudicar seriamente a la especie con actividades ligadas a sus zonas de cría. Así, se ha dado el caso de pardelas enredadas en los aparejos de pescadores que acudían de noche a lugares de la costa ("pesqueros") ubicados muy cerca de sus colonias.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

— Estudio financiado por la Dirección General de Medio Ambiente y Conservación de la Naturaleza. Gobierno de Ca-

- narias. Realizado por la Universidad de La Laguna, sobre la Distribución y estatus de las Aves Marinas Nidificantes en el Archipiélago Canario con vistas a su Conservación, año 1987.
- Campaña de recogida de aves accidentadas promovida por la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias, cuyo eslogan era: “La Pardela Chica está al caer”, que alertaba a la población para su colaboración en la recuperación de ejemplares desorientados, fundamentalmente por causa de deslumbramientos. También se editó un cartel con este lema.
- Estudio realizado por la Universidad de La Laguna sobre la Restauración de los Islotes y el Risco de Famara (Lanzarote).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaboración y publicación del Plan de Conservación de esta especie y cumplimiento de sus directrices (1).

- Control y/o erradicación de ratas y gatos en las colonias de cría y sus proximidades.
- Vigilancia y seguimiento de los ENP costeros, para evitar molestias en las áreas de nidificación.
- Protección efectiva de los enclaves de reproducción y su entorno, evitando la transformación del paisaje mediante infraestructuras y urbanizaciones.
- Creación de Reservas Marinas, con la finalidad de dar una figura de protección que garantice la conservación de las áreas de alimentación.
- Estudio detallado sobre la distribución y tamaño de la población, que permita hacer un análisis comparativo de la evolución de esta pardela.
- Estudio sobre el impacto de las pesquerías canarias sobre la especie.

Paíño Pechialbo

Pelagodroma marina hypoleuca

Vulnerable; VU [EN D]

Autores: Felipe Rodríguez y Ángel Moreno

El Paíño Pechialbo cuenta en Canarias con el único lugar de cría de todo el territorio nacional. Nidifica en los islotes de Montaña Clara y Alegranza, al norte de Lanzarote, siendo muy probable que también lo haga en La Graciosa y en Lobos. Su población no supera las 50-60 parejas reproductoras. La depredación, las molestias en las colonias de cría y la degradación del hábitat por mamíferos introducidos son sus principales amenazas. A pesar del reducido tamaño poblacional y distribución restringida, se cataloga como vulnerable, dado que se sospecha que la población canaria está siendo suplementada con individuos procedentes de la islas Salvajes.

DISTRIBUCIÓN

El Paíño Pechialbo se distribuye a nivel mundial por los océanos Atlántico subtropical, Índico y Pacífico, reconociéndose seis subespecies (Del Hoyo, *et al.*, 1992). De ellas, *P. m. hypoleuca* se encuentra en los archipiélagos macaronésicos de Salvajes y Canarias.

España. Se reproduce sólo en islotes de las islas Canarias. La presencia de esta especie en el archipiélago canario fue mencionada por varios autores (Webb & Berthelot, 1842; Reid, 1888; Meade-Waldo, 1889; Cabrera, 1893; Bannerman 1914, 1963; Bailey, 1969) pero el descubrimiento como nidificante es relativamente reciente (Martín *et al.* 1989). Hasta hace pocos años sólo se conocía una colonia de cría en el sector meridional de Montaña Clara, al norte de la isla de Lanzarote, aunque existían datos en otros islotes que hacían sospechar de la posibilidad de que la especie se reprodujera en éstos (ver Martín & Lorenzo, 2001). Así, en el año 2001 se localizó otra pequeña colonia de cría al norte de Alegranza y claros indicios en La Graciosa (A. Martín com. pers.). Es probable que también nidifique en el islote de Lobos.

En la península Ibérica existen algunos registros de individuos en las costas portuguesas (De Juana y el Comité de Rarezas de SEO, 1996).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

El tamaño de la población es bastante reducido, no superando probablemente las 50-60 pp. reproductoras. En Montaña Clara, Martín *et al.* (1989) estimaron la población en menos de 10 pp. al asumir que sólo el 15% de las huras encontradas estaban ocupadas. No obstante, censos posteriores basados en la observación directa de huras con la ayuda de un fibroscopio, dieron como resultado un tamaño mayor, que ha oscilado en los últimos años entre 23 y 33 pp. reproductoras (Rodríguez & Quilis, 1992; Rodríguez & Moreno, 1994 y 2000) con porcentajes de ocupación de entre el 38% y el 65%.

En Alegranza se ha localizado una colonia con algo más de una veintena de huras, en las que se ha confirmado la ocupación de al menos cinco en 2001 (Martín *et al.*, 2002). La tendencia de la población parece estable, quizás con un ligero incremento en los últimos años.

Se conoce muy poco acerca de los desplazamientos de esta especie, pero es muy probable que la población canaria se vea suplementada con ejemplares de las colonias vecinas de Salvajes. De hecho, existe al menos una recuperación en la isla de Tenerife de un ejemplar anillado en aquel archipiélago. Asimismo, las condiciones ambientales de ambos archipiélagos, la inexistencia de barreras que dificulten la dispersión, la cercanía entre ambas locali-

dades, el buen estado de la población extra-regional: 16.000-20.000 pp. y una situación estable (Tucker & Heath, 1994), y la disponibilidad de áreas adecuadas para el establecimiento de nuevas colonias en Canarias, apoyan la idea de que la población presente en este último archipiélago reciba ejemplares procedentes de Salvajes.

ECOLOGÍA

El Paíño Pechialbo nidifica en el interior de huras de longitud variable excavadas en un sustrato arenoso-arcilloso, en áreas conformadas en gran parte por pequeñas dunas más o menos consolidadas con predominio de matorrales de Chenopodiaceae. A partir de un análisis de selección de hábitat de nidificación (Á. Moreno, com. pers.) se ha observado que las huras se localizan con más frecuencia en aquellas zonas donde hay significativamente más desarrollo de la vegetación, tanto en altura como en cobertura, dado que las raíces contribuyen al soporte de las huras, así como menor presencia de piedras en el sustrato.

El periodo reproductor se prolonga desde febrero, con la llegada de los primeros ejemplares a las colonias, hasta mediados de agosto cuando son abandonadas. La puesta tiene lugar mayoritariamente entre finales de marzo y principios de mayo. Los pocos datos obtenidos para Canarias indican que la fenología reproductora es similar a la de Salvajes.

La alimentación está constituida por crustáceos planctónicos, pequeños peces y en menor medida de cefalópodos (Cramp & Simmons, 1977).

AMENAZAS

Depredadores. (1) En 1992 durante la inspección de huras en la colonia de Montaña Clara se detectó una gran mortalidad de pollos (83,3%) causada por depredación (F. Rodríguez *in litt.*, 1992). Este bajo éxito reproductor también ha sido observado en años sucesivos (Rodríguez & Moreno, 1994). A pesar de no haber podido confirmar con certeza la depredación directa por parte de la Musaraña Canaria (*Crocidura canariensis*) sobre pollos de Paíño Pechialbo, el hecho de haber observado en diversas ocasiones ejemplares de este mamífero en el interior de huras, y el reciente descubrimiento de una toxina en la saliva de la musaraña (López-Jurado & Mateo, 1996 y López-Jurado & Mateo, 1997) capaz de paralizar a pequeños vertebrados, la mortalidad de pollos observada se podría atribuir a la musaraña, dada la ausencia de otros micromamíferos en el islote. En Alegranza, la alta densidad de ratones (*Mus musculus*) podría constituir un factor de amenaza importante. Reis (1998) encuentra que un 23,6% de las pérdidas durante la reproducción en Salvaje Grande serían atribuidas a los ratones.

Si bien para las islas Salvajes la depredación por parte de la Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*) es un factor de amenaza importante (Tucker & Heath, 1994) la incidencia de este depredador así como la de otros naturales como la Lechuza Común (*Tyto alba*) parece ser baja en Canarias, dado que tan sólo se cuenta con unos pocos datos aislados sobre la presencia del Paíño Pechialbo en egagrópilas de éstos. Martín *et al.* (1987) encuentran restos de paíño en egagrópilas de *Tyto alba* y *Corvus corax*, y F. Del Campo (com. pers.) encuentra un ejemplar en una egagrópila de lechuza en La Graciosa. No obstante, estudios detallados acerca de la die-

ta de la lechuza en Montaña Clara no detectan la presencia de Paíño Pechialbo entre las presas (F. Rodríguez *obs. pers.*). Otros restos de paíño encontrados en La Graciosa y en Lobos han sido atribuidos a la depredación por gatos (Á. Moreno & M. González, com. pers.).

Degradación del hábitat y molestias causadas por conejos. (2) La presencia de conejos en algunos de los islotes en donde se encuentran las colonias de cría del paíño constituye un serio factor de amenaza. Los conejos alteran la vegetación potenciando así la erosión del suelo. Además, los efectos negativos de estos mamíferos introducidos sobre las colonias no sólo son indirectos, dado que se han observado huras de paíño destrozadas por los conejos (Rodríguez & Quilis, 1992).

Molestias causadas por otras aves. (3) Durante el transcurso de las distintas prospecciones realizadas en los últimos años a Montaña Clara, se ha observado un incremento de la presencia de *Calonectris diomedea* nidificando en las colonias de cría del Paíño Pechialbo. Las huras de paíño son ensanchadas y ocupadas por las pardelas con las consiguientes molestias durante el periodo reproductor (Rodríguez & Quilis, 1992). Asimismo se han detectado ejemplares de *Bulweria bulwerii* en el interior de las huras (Martín *et al.*, 1987).

Molestias causadas por el tránsito de personas en las colonias. (1) Las colonias de aves marinas que excavan madrigueras se pueden ver seriamente afectadas por el tránsito de personas, que causan el hundimiento de numerosas huras. Esto se ha podido observar en las colonias de cría del paíño, en donde se ha dado el caso de algunas huras hundidas por los investigadores durante su inspección.

Problemas de atracción a las luces. (2) La atracción a las luces es un fenómeno conocido que afecta a numerosas especies de procelariiformes. En Canarias las especies más afectadas son la Pardela Cenicienta, la Pardela Chica y el Petrel de Bulwer, mientras que la incidencia sobre los paíños es menor. No obstante, todos los años suelen ingresar en los centros de rehabilitación de fauna silvestre varios ejemplares de Paíño Pechialbo accidentados.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Las actuales colonias de cría están incluidas en alguno de los ENP de Canarias. En 1992 la Viceconsejería de Medio Ambiente puso en marcha un programa de seguimiento de la población y del éxito reproductor de la especie.

Recientemente la Unión Europea ha concedido al Cabildo Insular de Lanzarote financiación para desarrollar un proyecto LIFE en el Parque Natural del Archipiélago Chinijo que contemplaba algunas acciones de conservación que beneficiarían al Paíño Pechialbo, y entre las que destacaba la erradicación del conejo del islote de Montaña Clara, la cual ha supuesto un gran éxito (A. Martín, com. pers.).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaborar y publicación del Plan de Conservación de la especie y cumplimiento de sus directrices (1).
- Elaborar y aprobar los instrumentos de planificación de los ENP en donde se encuentren la especie, estableciendo medidas de restricción de acceso a las áreas de cría (1).

- Desarrollar mecanismos para la reducción de la contaminación luminosa en núcleos urbanos próximos a las áreas de cría y recuperar ejemplares accidentados (3).
- Erradicación y/o control de gatos y conejos en los islotes con presencia de Paíño Pechialbo (2).
- Establecer los mecanismos necesarios para evitar la entrada y proliferación de micromamíferos potencialmente peligrosos, especialmente en Montaña Clara (2).
- Continuar con el seguimiento periódico de la población y del éxito reproductor, así como con la realización de prospecciones en hábitats potenciales para detectar nuevas colonias (5).

Paíño Europeo ^{1,2}

Hydrobates pelagicus

Vulnerable; VU A2c; B2ab

Autor: Eduardo Mínguez

El Paíño Europeo tiene una población muy poco conocida (muy probablemente superior a las 5.000 parejas) repartida por el archipiélago canario, costa mediterránea e islas Baleares que hace difícil la evaluación de su riesgo de extinción. Sus amenazas son poco conocidas, aunque parece que la depredación por ratas y gatos puede ser muy importante. Al tratarse de una especie muy longeva, y conocerse la desaparición por completo de colonias de cría debido a la predación por ratas y gatos, no se descarta que sus efectivos pudieran encontrarse en un proceso continuado de declive a lo largo de las tres últimas generaciones (unos 42 años) probablemente superior al 30% aunque no se descartan disminuciones más acusadas. La especie califica como Vulnerable debido a que su área de ocupación es inferior a 20.000 km² y que se ha observado e inferido un declive continuado del número de individuos y de localidades.

DISTRIBUCIÓN

Sólo recientemente se ha comenzado a conocer la distribución del Paíño Europeo en España, por lo que apenas es posible conocer cambios en su distribución. Se estiman unas 59-78 colonias localizadas en pequeños islotes repartidos por las costas cantábricas, gallegas, almerienses, murcianas y valencianas. Las mejores poblaciones parecen darse en las islas Canarias y Baleares, aunque esta última población parece sobreestimada. Sorprende la falta de colonias en la costa portuguesa.

POBLACIÓN

La población mundial nidifica casi en su totalidad en Europa, cifrándose en 380.000-620.000 pp. reproductoras (BirdLife International/EBCC, 2000). La población mediterránea se cifra en unas 20.000 pp. (Hernández Gil, 1997).

España. La estimación del tamaño de la población, tanto de la fracción no reproductora como del número de parejas nidificantes es muy complicada. La información sobre la población nidificante española es relativamente precisa en cuanto a las colonias reproductoras existentes, pero las estimaciones sobre la población máxima debe considerarse necesariamente especulativa. Según la información disponible, la población total española rondaría entre 5.410-8.305 pp. No se conocen tendencias poblacionales por carecerse de series temporales de datos, que para especies longevas y baja tasa reproductora anual necesariamente deben ser largas. No obstante, asimilando la situación del Paíño Europeo en España con las tendencias de desaparición de colonias descritas en las islas Británicas (Lloyd, *et al.*, 1991) y las costas mediterráneas (Thibault *et al.*, 1996), aunque no hay muchas prue-

bas, parece haber aquí disminuido también el número de colonias reproductoras y el tamaño de algunas colonias con cierta evidencia circunstancial.

País Vasco (Vizcaya). Tendencia de la población desconocida (Alvarez, 1998).

Cantabria. Comprobada la nidificación desde 1987 en el islote de Mouro (Santander) (J. Aja) y el islote de los Conejos (Miengo) (J. Saiz). Esta colonia puede considerarse extinguida desde al menos el año 2000 como consecuencia de la invasión de la isla por ratas (J. Saiz, com. pers.), quedando como única colonia conocida en 2000 la del islote de Mouro, con 15-20 pp. (SECO/CANTABRIA, 2000).

Asturias. Es probable que en algún tiempo hubiera colonias de cría en las islas de Erbosa y La Deva (Noval, 1975, 1976) antes de que fueran colonizadas por las ratas (CREA de la Fauna Vertebrada de Asturias, inédito).

Galicia. La información disponible de los siguientes islotes: *O Pé, islas Os Farallóns* (Cervo, Lugo) estima 12 pp. en junio de 1993 (Fernández de la Cigoña, 1996). *Gabeiras* (Ferrol, A Coruña): Bárcena *et al.*, (1984) citan detección de cadáveres en 1980-82 por parte de A. Bermejo, quien estima unas 5 pp.; Fernández de la Cigoña (1996) estima 103 pp. (1993). En 1996 se detectan cinco huras ocupadas (A. Velando & B. Gamallo, com. pers.); *A Herbosa* (Ferrol, A Coruña) se estiman 3-5 pp. en julio de 1994 (Fernández de la Cigoña, 1996); *Cabalo Grande* (Ferrol, A Coruña) restos de más de siete huevos en agosto de 1992 (Costas *et al.*, 1993) y estima 10-12 pp. en junio de 1993 (Fernández de la Cigoña (1996); *Falcoeiro* (Ribeira, A Coruña): En septiembre de 1992 se estiman 6-8 pp. (Fernández de la Cigoña & Morales, 1992; Fernández de la Cigoña, 1996). En 1996 se localiza una hura con un huevo abandonado (A. Velando & B. Gamallo, com. pers.); *Vilán de Terra* (Camarinas, A Coruña): en 1992 se estima 10-12 pp. (Fernández de la

Cigoña & Morales, 1992), aunque posteriormente la estima se reconsidera en 20-25 (Fernández de la Cigoña, 1996); frente a este islote, repetidas capturas de adultos con posibilidad de cría en 1991 y 1992 (Costas *et al.*, 1992, 1993); *A Marola* (Oleiros, A Coruña): a finales de junio de 1993, se estiman 8-10 pp. (Fernández de la Cigoña, 1996); *Insua Maior de Os Aguilóns* (Cariño, A Coruña) estima de 15-20 pp. en agosto de 1993 (Fernández de la Cigoña, 1996); *O Boeiro*, islas Cíes (Vigo, Pontevedra): en agosto de 1992, se localizan varias huras activas y se estiman ocho parejas (Fernández de la Cigoña & Morales, 1992; Fernández de la Cigoña, 1996); en 1996 se contabilizan diez nidos (se colocaron 15 cajas-nido) (A. Velando & B. Gamallo, com. pers.). Fernández de la Cigoña (1996) cita 185-203 nidos, y Arcos & Gil (2001) estiman una población superior a 240 pp.

Andalucía (Almería). Tendencia de la población desconocida. La única colonia existente (isla de Terreros) registró tres pp. en 1999 y 30 en 2000 (Mínguez & Paracuellos, 2001).

Murcia. Bien documentado un drástico decrecimiento del tamaño de la colonia de isla Grossa desde 1859. Posible abandono reciente en isla de Cueva de Lobos (CMA-Murcia, inédito).

Comunidad Valenciana. La colonia de la isla de Benidorm parece estabilizada en los últimos nueve años (base de datos del Servicio de Seguimiento Ambiental de la isla de Benidorm), si bien, según comentarios de la población local, en los años cincuenta y sesenta, era más abundante en la isla.

Cataluña. No está comprobado su estatus como reproductor, estima una población reproductora (1996-2001) de cero a 10 pp., sin conocerse tendencia alguna (J. Estrada/ICO, *in litt.*).

Islas Baleares. Tendencias de la población desconocidas (Conselleria de Medi Ambient, 2000). Se estima una población entre 3.000-4.000 pp. (J. S. Aguilar, en Mejías García & Amengual Ramis, 2000).

Islas Canarias. Constituye el límite sur de la distribución de la especie, no conociéndose su reproducción en ningún otro archipiélago macaronésico; se estima una población superior a las 1.000 pp. en las siguientes islas: Roque del Este, Alegranza Roque del Oeste, Montaña Clara, La Graciosa, Lobos, Fuerteventura, Gran Canaria, Tenerife (Roque de Anaga de Fuera), La Gomera, El Hierro (véase Martín & Lorenzo, 2001 para detalles sobre las estimas en cada una de las islas e islotes). A tenor de las estimas y comentarios de estos autores, la población real se conoce con muy poca precisión.

Grado de aislamiento. Desde un punto de vista de los movimientos y conexiones entre las distintas colonias, se puede hablar de las siguientes subpoblaciones: a) *Subpoblación cantábro-atlántica*: supuestamente la cantábrica y gallega pertenezca al conjunto poblacional del golfo de Vizcaya. La gran cantidad de pequeñas colonias (más de 34 en la costa cantábrica) que formarían parte de este sistema hace que desastres puntuales tales como invasión en algún islote de depredadores terrestres, no tengan consecuencias severas para la viabilidad de la subpoblación; b) *subpoblación mediterránea*: recuperaciones entre colonias de Murcia, Alicante y Baleares indican una gran relación entre estas colonias del Mediterráneo occidental. Sin embargo, al tratarse de una especie muy filopátrica no cabe esperar un alto grado de reclutamiento entre estas colonias ni grandes flujos de individuos que se instalen como reproductores en colonias distintas a donde nacieron; c) *subpoblación canaria*: desplazamientos poco conocidos (véase Ecología), pero se conocen aves anilladas en Canarias que varios años después han sido capturadas (en plena época de reproducción en Inglaterra) (Martín & Lorenzo, 2001).

ECOLOGÍA

Nidificación colonial generalmente muy localizada en pequeños islotes no invadidos por ratas (en el Mediterráneo, pero véase Amenazas para Canarias). Cría en oquedades rocosas y cuevas, a veces ocupadas por la Pardela Cenicienta (Martín & Lorenzo, 2001). La época de reproducción es tardía, la puesta (un huevo) suele ser desde finales de junio a julio, las eclosiones tienen lugar en agosto e incluso septiembre (Martín & Lorenzo, 2001). Ave pelágica y migradora (a excepción tal vez de parte de la población mediterránea: Hashmi & Fliege, 1994), en Canarias abandonan las aguas del archipiélago después de la reproducción (probablemente hacia el sur), siendo probablemente europeas algunas aves observadas en invierno (Martín & Lorenzo, 2001). Ave de vida larga (generación de 14 años) y bajas tasas reproductoras, con puestas únicamente de un huevo e intermitencia en la reproducción. Estrictamente pelágica, se alimenta de peces juveniles, crustáceos planctónicos y pequeños cefalópodos (Snow & Perrins, 1998; Martín & Lorenzo, 2001). No existen comparaciones detalladas sobre las diferencias ecológicas de esta subpoblación y la del Mediterráneo (véase Martín & Lorenzo, 2001 para más detalles sobre las particularidades de la especie en el archipiélago).

AMENAZAS

El factor de amenaza más directo sobre la fracción reproductora de la población es la invasión de depredadores terrestres, muy en especial de ratas, con colonias desaparecidas por esta causa (véase Martín *et al.*, 2000; Martín & Lorenzo, 2001). Los gatos también son capaces de destruir colonias enteras (p.ej. en La Graciosa y en la isla de Lobos, Fuerteventura: Martín & Lorenzo, 2001). Esta causa de amenaza se sospecha que debe tener un grave efecto teniendo en cuenta que se trata de una especie muy longeva.

Se desconocen la evolución de otros factores que pudieran afectar también a la fracción no reproductora de la población, como contaminación y disponibilidad de alimento.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

España ha ratificado el Convenio de Barcelona (BOE 302, 28/12/99), que proporciona el marco legal para protección de ambientes marinos y colonias de cría de aves marinas en el Mediterráneo.

La información proporcionada en el apartado de Población y tendencia da una idea clara de la escasez de conocimiento sobre el estado y tamaño de la población española. No por ello hay que dejar de valorar el seguimiento más o menos periódico que se realiza sobre algunas colonias (incluyendo la colocación de cajas nido, p. ej. Asturias, Comunidad Valenciana, con resultados positivos, p. ej. en isla de Benidorm: 29% de ocupación), aunque en conjunto resulta insuficiente para llegar a conclusiones sobre la situación de esta especie en España. Ninguna CC.AA. cuenta con planes de recuperación/conservación/manejo aprobados (aunque algunas sí han elaborado borradores). Muchas de las colonias están incluidas en áreas de protección (incluidas ZEPA). Algunas medidas van encaminadas al control de depredadores (principalmente ratas).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Evitar obras públicas en islotes donde existan colonias de cría que faciliten el acceso a fauna exótica.
- Prohibición de la introducción de fauna exótica en islotes donde existan colonias.
- Instalación de mecanismos de detección y/o impedimento de invasión de depredadores terrestres en los islotes ocupados.
- Evitar o corregir la contaminación lumínica en los islotes.
- Desarrollo de un protocolo adecuado para el seguimiento de las poblaciones.
- Manejo de las poblaciones reproductoras mediante la instalación de cajas nido, madrigueras artificiales y facilitación social de la reproducción.

— Identificación y protección de zonas importantes de alimentación/concentración en el Mediterráneo, al amparo del Convenio de Barcelona (p. ej.: ZEPIM).

Notas: ¹ Se han descrito dos subespecies (Hémery & D'Elbee, 1985): la nominal y *melitensis* (para el Mediterráneo), aunque su estado taxonómico no está muy claro (Bretagnolle, 1992). Según Bretagnolle & Zotier (1998), las poblaciones atlánticas y mediterráneas presentan claras diferencias; ² *Nota de los editores:* Cramp & Simmons (1977) indica que las diferencias de especímenes en el Museo de Historia Natural de Londres son insuficientes para merecer una separación a nivel subespecífico. Snow & Perrins (1998) ignora nuevamente la hipotética diferencia taxonómica, y finalmente, las recomendaciones de AERC/BOU (véase Taxonomía en la introducción) no reconoce hasta el momento la mencionada separación (Sangster, *et al.*, 2002).

Paño de Madeira *Oceanodroma castro*

En Peligro; EN B2ab(ii,iii); C2a(ii)

Autor: Domingo Concepción

La dificultad de acceso a las colonias de cría, durante los períodos del año de peor estado del mar, ha limitado su estudio. Prospecciones recientes han permitido localizar nuevos enclaves, así como confirmar un mayor cantidad de efectivos en otras colonias ya conocidas, situando la población española en unas 550-600 parejas, todas ellas en el archipiélago canario. A pesar de su aumento, su tendencia es regresiva, siendo sus principales amenazas la predación por gatos y ratas y las molestias de ciertas actividades humanas.

DISTRIBUCIÓN

Es propia de los mares tropicales y subtropicales. En el Pacífico nidifica en islas del Japón, Hawaii y Galápagos, mientras que en el Atlántico se distribuye por los archipiélagos macaronésicos (Cabo Verde, Canarias, Salvajes y Desertas [Madeira] y Azores), Ascensión y Santa Elena (Harrison, 1983), así como en las Berlengas (Teixeira & Moore, 1983).

En España sólo se encuentra en Canarias, siendo una especie accidental en aguas ibéricas, donde hasta el momento se conoce un total de tres citas estivales relativas a individuos solitarios, dos en la costa de Galicia y una en el Mediterráneo (De Juana & Comité de Rarezas de SEO, 2001).

En el archipiélago canario, aunque se conocen referencias en el pasado, incluso de gran número de individuos (Bannerman, 1963; Heinze & Krott, 1980; Martín, 1987), su nidificación no fue constatada hasta inicios de la década de 1980 en Tenerife (Martín *et al.*, 1984). Posteriores investigaciones han permitido ampliar su distribución, conociéndose su presencia en Lanzarote y sus islotes, y en El Hierro, así como indicios de su reproducción en el resto de las islas, sobre todo en La Gomera y La Palma (Martín, 1987; Delgado *et al.*, 1989; Concepción, 1992; Martín & Lorenzo, 2001). Estos autores señalan que en gran medida, el desconocimiento de esta especie se debe a la dificultad de acceder a sus colonias de cría en invierno por el estado de la mar.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

A título orientativo, mientras en Berlengas la población es de unas 50 pp. (Teixeira & Moore, 1983; Paterson, 1997), en las islas macaronésicas asciende a unas 3.300-4.800 pp. (Tucker & Heath, 1994).

La población canaria fue estimada por Delgado *et al.* (1989) en menos de 300 pp. No obstante, desde entonces se han localizado nuevas colonias y algunas de las ya conocidas cuentan con efectivos superiores a los considerados previamente, cifrándose en la actualidad en unas 550-600 pp. Sin embargo, este cambio numérico, sin duda debido a un mejor conocimiento de la especie en cuanto a su distribución, no apunta variación alguna en su tendencia regresiva, dada su fragilidad ante diversas amenazas.

Roque del Este. Hay parejas dispersas en las escasas grietas y rocas sueltas (Martín & Lorenzo, 2001). Estos autores señalan la existencia de observaciones de individuos en el interior de grietas e incluso el hallazgo de un huevo roto. En octubre de 1996 se detectaron seis ejemplares por la noche (datos inéditos).

Alegranza. Las prospecciones nocturnas realizadas en septiembre y octubre de 1995, y octubre de 1996, permiten estimar unas 200 pp. distribuidas por el islote (Concepción, 2000b; datos inéditos), muy superior a las 50-70 pp. consideradas previamente (Concepción, 1992). En la línea litoral sus efectivos se concentran en el noroeste con algo más de 40 pp. (siendo probable que en el noreste también sea abundante) y parte central del sur (al menos

20 pp.). En el resto hay parejas dispersas o pequeñas agrupaciones. En el interior se reparte de forma dispersa por la banda occidental del cráter de La Caldera, mientras que los días 4 y 5 de octubre de 1996 se censaron unas 75 pp. en coladas de la franja oriental (datos inéditos).

Roque del Oeste. Desde que en 1989 se citara la presencia de un ave en una grieta (Concepción, 1992), cabe destacar una cita de dos adultos incubando en octubre de 1995 (datos inéditos) y otra de su cría en noviembre de 2000 recopilada por Martín & Lorenzo (2001). Coincidiendo con estos autores, la población ronda las 10 pp.

Montaña Clara. Tanto Delgado *et al.* (1989) como Martín & Lorenzo (2001) mencionan una población de unas pocas decenas de parejas que se reparten entre La Caldera y la costa meridional. En este lugar se ha detectado la mejor congregación reproductora con unas 20 pp. en rocas sueltas por derrumbes (datos inéditos).

Graciosa. A la cita dada por Martín & Lorenzo (2001) para el norte de la isla de un ejemplar escuchado en octubre de 2000, cabe añadir otras escuchas de individuos aislados en dos enclaves de la misma zona, en concreto de tres en septiembre de 1995 y cuatro en octubre de 1996. Además, en octubre de 2001 se oyen otros dos ejemplares a un kilómetro hacia el oeste. En cualquier caso, sus efectivos se consideran escasos.

Lanzarote. Si hasta 1991 la única colonia conocida, con unas 6-10 pp., era la del Mojón, en el Parque Nacional de Timanfaya y Parque Natural de Los Volcanes (Concepción, 1992), nuevas prospecciones nocturnas en el trienio 1999-2001 (Concepción, 2001a y 2001b; datos inéditos) han permitido ampliar su distribución, habiéndose constatado la existencia de otros puntos costeros donde está presente. Así, su nidificación es probable en dos sitios del acantilado de Famara (detección de ejemplares aislados) y en las cercanías de Los Ajaches (un ave entrando en hura) y se considera segura en otros dos lugares de la costa occidental de El Rubicón (con un total de 16 ejemplares) y en el litoral de Tinajo (al menos 4 pp.). Si bien las poblaciones de estos nuevos enclaves parecen formarlas parejas dispersas, no se descarta una relativa abundancia en los dos últimos. En el caso de la colonia de El Mojón, en el trienio 1999-2001 se ha podido constatar una distribución mucho más amplia y unos efectivos poblacionales de 121-142 pp. (Concepción 2001a). Aunque ha pasado en gran parte desapercibida, lo cierto es que en los mismos lugares que se prospectaron en el periodo 1989-1991 su población ha aumentado. Por otro lado, en el conjunto de la colonia hay moderadas fluctuaciones demográficas en el trienio indicado sin que sepamos averiguar las causas.

Lobos. Los únicos datos son los de Delgado *et al.* (1989), quienes mencionan unas pocas parejas, así como la captura de aves con placa incubatriz marcada en la parte alta de La Caldera.

Fuerteventura. No se ha confirmado su reproducción, pero dispone de lugares aptos. A finales de octubre de 1999, se observaron numerosos ejemplares junto con abundantes efectivos de *O. leucorhoa* a una milla de la costa, entre Montaña Roja y Lobos, lugar éste donde también se avistó en una fecha tan poco propicia como julio (Concepción, 1992 y 2001a). Es posible que parte de los abundantes paíños vistos en invierno en alta mar al norte y oeste de la península de Jandía (V. Martín, com. pers.) se correspondan con la especie, área donde Heinze & Krott (1980) vieron dos ejemplares en 1976.

Gran Canaria. Desde que Bannerman (1912) lo observara en aguas próximas, Martín & Lorenzo (2001) recogen testimonios de su presencia en aguas cercanas del sur y oeste de dicha isla, así como

individuos que llegan a tierra encandilados por las luces nocturnas. Si bien sigue sin confirmarse su reproducción, es posible que críe de forma dispersa a lo largo de la abrupta costa occidental.

Tenerife. En Los Roques de Anaga se encuentra la primera colonia conocida de esta especie en Canarias, con unas 100 pp. (Martín *et al.*, 1984; Martín, 1987; Delgado *et al.*, 1989). Estos autores también sospechan su nidificación en el Roque de Garachico a partir de escuchas nocturnas de 4-5 individuos en octubre de 1984. Con posterioridad, cerca de dicho roque se encontró un ave con restos de plumón (Ramos, 1994).

La Gomera. Tal y como señalan Martín & Lorenzo (2001), se ven algunos ejemplares en la travesía marítima con Tenerife, siendo muy probable que críe en los mismos lugares que *Hydrobatés pelagicus*.

El Hierro. Las únicas referencias son las de Delgado *et al.* (1989), quienes señalan escuchas de aves y la captura de un ejemplar con placa incubatriz en los Roques de Salmor. En este lugar, semanas antes de la llegada de esta especie, se encuentran los efectivos de una de las mayores colonias canarias de *H. pelagicus* (Martín & Hernández, 1985). También se le menciona en la Playa del Verodal, donde se han llegado a escuchar individuos, y se sospecha su presencia en los roques de la costa noroeste (Delgado *et al.*, 1989; Martín & Lorenzo, 2001).

La Palma. Podría nidificar en lugares que aún no han sido bien prospectados, como Roque Negro y algunos de los roques de Garafía (Martín & Lorenzo, 2001). En las cercanías de este último se oyeron dos aves en septiembre de 1994 (datos inéditos) y se le ha visto en ese mismo mes en la travesía marítima con Tenerife (Concepción, 1992).

ECOLOGÍA

Gustan sobremanera de nidificar en formaciones volcánicas de tobas y coladas desnudas de vegetación, seleccionando para criar las grietas y oquedades de cantiles, también en el interior de cuevas y bajo rocas sueltas. En ocasiones eligen las mismas huras que *Calonectris diomedea*.

Mientras en las islas principales su arribada a tierra se produce en los meses de septiembre y octubre, en los islotes se constata como parte de sus efectivos están presentes desde julio. Esto pudiera indicar un periodo reproductor no muy sincronizado que abarcaría desde octubre a finales de febrero, encontrándose en diciembre nidos con huevos o pollos con diferente grado de desarrollo (Martín, 1987; Delgado *et al.*, 1989; Concepción, 1992). Si bien puede existir un pequeño desfase, especialmente en los islotes, éste no alcanza la magnitud de Madeira, donde se reproduce todo el año (Bannerman & Bannerman, 1965), o la existencia de poblaciones desfasadas: seis meses en Galápagos (Harris, 1969) y cuatro o cinco en Azores (Monteiro & Furnes, 1998), llegando a hablarse en este último caso de especies diferenciadas. A título indicativo, en Cabo Verde nidifica desde enero a mayo, si bien se han encontrado huevos en octubre (Naurois, 1969), mientras que en Salvajes su fase reproductora tendría lugar desde junio a septiembre (Bannerman, 1963), aunque Jensen (1981) localizó nidos con huevos y pollos entre diciembre y enero.

En la colonia de El Mojón (Lanzarote) se sugiere que el núcleo central presenta un ligero adelanto y una mayor sincronización con respecto a las parejas periféricas, con puestas entre la última decena de octubre y la primera quincena de noviembre (Concepción, 2001a). Sin embargo, en la periferia no se ha vuelto

a verificar el vuelo de pollos en fechas tan tardías como principios de marzo (Concepción, 1992).

Según Cramp & Simmons (1977) su migración postnupcial es difícil de precisar por su fácil confusión con otros paños, pero parece ser dispersiva y altamente pelágica, a juzgar por sus avistamientos en las costas orientales americanas (Harrison, 1983; Haney, 1985) y desde España hasta Gran Bretaña y Finlandia (Mitchell & Young, 1997).

AMENAZAS

Predación. (1) Con relativa frecuencia aparece entre las presas de *Falco eleonorae* que nidifica en los islotes al norte de Lanzarote (Concepción, 1991; datos inéditos). Además, si bien tiene escasa incidencia en sus poblaciones, en Lanzarote se han hallado esporádicamente restos de la especie en nidos y posaderos de *Tyto alba* y *Falco peregrinoides*. También es capturada por págalos e incluso pierde parte de sus tarsos por mordeduras de peces. No obstante, el principal problema es el de los mamíferos introducidos. Así, en la colonia de El Mojón (Lanzarote), durante los años 2000 y 2001 se hallaron restos de 21 ejemplares devorados por ratas y gatos, lo que, dado lo inaccesible de sus nidos, indica una altísima predación y le convierten en su principal amenaza.

Molestias. (2) En la colonia de El Mojón (Lanzarote) se ha verificado una reducción de los efectivos más próximos al cercano caserío de El Golfo tras la puesta en funcionamiento del alumbrado público, mientras que en Alegranza han proliferado las molestias por la presencia nocturna de campistas, siendo un riesgo al alza en un futuro inmediato (Concepción, 2000b).

Fenómenos naturales. (4) En la primera semana de enero de 2002 se produjeron lluvias torrenciales en El Mojón (Lanzarote), a consecuencia de las cuales se hallaron huevos y crías muertas entre las aguas de escorrentía, debiendo provocar la pérdida de parte significativa de la crianza y la práctica ausencia de adultos a partir de la fecha.

En ocasiones se ha detectado una alta mortandad en alta mar, con cadáveres recogidos en las costas de Arrecife (Lanzarote) y La Graciosa que por su bajo peso indican haber sufrido desnutrición: en diciembre de 1995, 11 especímenes y 16 de *O. leucorhoa*; en diciembre de 1996, 22 y 17 respectivamente. Este hecho puede guardar relación con dificultades para alimentarse y desplazarse asociadas a la permanencia de grandes temporales en alta mar, pues, según comunican pescadores de altura, en tal situación la arribada de paños a los barcos es generalizada, con muchos ejemplares que posteriormente fallecen (datos inéditos).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Hasta la fecha no se ha llevado a cabo el Plan de Conservación.

A raíz de los resultados obtenidos en el estudio de Martín *et al.* (1987) sobre las aves marinas del archipiélago canario se incrementó el conocimiento de esta especie y se propuso la protección estricta de las colonias de cría. Dicho estudio fue financiado por la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias.

De forma indirecta, se ha visto favorecida al protegerse gran parte de sus principales zonas de nidificación por medio de la red de ENP y de ZEPA (Martín Esquivel *et al.*, 1995; Viada, 1998).

Las únicas medidas de conservación conocidas que se están llevando a cabo actualmente se centran en El Mojón (Parque Nacional de Timanfaya) y en los islotes al norte de Lanzarote. En el primero se ha desarrollado un proyecto para el control de ratas y erradicación de gatos en parte de la colonia existente en dicho enclave. En los islotes, formando parte de un proyecto del Cabildo de Lanzarote que ha contado con fondos europeos del programa Life, el Departamento de Biología Animal de la Universidad de La Laguna ha combinado labores de estudio (censo y distribución) con actuaciones de conservación (erradicación de gatos y conejos).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaboración y publicación del Plan de Conservación de esta especie y cumplimiento de sus directrices (3).
- Elaboración y cumplimiento de las directrices de los distintos instrumentos de planeamiento de los espacios naturales, garantizándose de esa manera la conservación efectiva de su hábitat (3).
- Adaptar el alumbrado público en aquellos núcleos urbanos cercanos a sus colonias (3).
- Realizar censos, al menos cada cinco años, además de en los lugares ya conocidos en aquellos en los que existen indicios (2).
- Realizar estudios sobre la biología reproductora y evaluar con detalle sus amenazas. Éstos deben incluir campañas de anillamiento que faciliten el conocimiento y evaluación de parámetros demográficos y ecológicos (2).
- Programas de control y/o erradicación de gatos y ratas (2).
- Campañas de sensibilización en centros educativos y de información en el ámbito pesquero (3).

Cormorán Moñudo

Phalacrocorax aristotelis aristotelis

En Peligro ¹; EN A4ae; B2ab(iii,v)c(iv)

Autores: Alberto Velando y David Álvarez

La subespecie nominal de Cormorán Moñudo se distribuye en España, a lo largo de las costas del mar Cantábrico y Galicia, concentrando esta comunidad autónoma aproximadamente el 80% de los efectivos. El total de la población entre 1995-1999 se ha estimado entre 1.700 y 2.900 parejas (un 17% menos que en censos anteriores de la primera mitad de la década de los noventa). Los efectivos de las colonias más importantes (Parque Nacional Islas Atlánticas) han disminuido entorno al 40% en menos de una generación (siendo ésta de unos 10 años), entre otras causas, por la mortandad debida a las capturas accidentales en artes de pesca, amenaza que se considera responsable de la mayor parte del declive actual. Se prevé un declive anual de como mínimo un 2,5% de las poblaciones de las rías Baixas (PN Islas Atlánticas), lo que proyectado a futuro (y en el mejor escenario de estabilidad para el resto de la población española), supondría, en conjunto, un declive en tres generaciones (pasado-futuro: 1994-2024) de aproximadamente el 40%, calificando por ello En Peligro ¹, sin que se espere un efecto rescate de poblaciones vecinas (bretonas y británicas) con las que no parece existir intercambio. Esta situación podría empeorar si aumenta el número de aves enmalladas, algo muy previsible dado el incremento continuo del uso de artes de enmalle en las Rías Baixas en los últimos años.

DISTRIBUCIÓN

El Cormorán Moñudo se distribuye exclusivamente en el Paleártico occidental, donde cuenta con tres subespecies: 1) nominal, en las costas atlánticas desde el oeste de Islandia, islas Feroe y británicas, Noruega (hasta la península de Kola en Rusia europea) y península Ibérica ², desde el golfo de Vizcaya, de forma intercalada, hasta el suroeste de Portugal; 2) *riggenbachi*, en el suroeste de Marruecos; 3) *desmarestii*, en el Mediterráneo (más detalles en este volumen).

España. Se distribuye en pequeñas colonias por todo el Cantábrico desde Planxia, Vizcaya, hasta las islas Cíes en Galicia. En el Parque Nacional de las Islas Atlánticas (Rías Baixas) se concentra cerca del 80% de la población. Su área de distribución se mantiene estable, aunque ha desaparecido de Guipúzcoa (Velando *et al.*, 1999a).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población nominal de Cormorán Moñudo en el mundo se estima en 70.000 pp. (A. Velando, inédito; 87.000-96.000 pp. en BirdLife International/EBC, 2000) que se distribuyen exclusivamente en el Paleártico occidental, por lo que las colonias de la península Ibérica representan cerca del 3% del total. Las principales colonias de Cormorán Moñudo se sitúan en las islas Británicas, con aproximadamente el 55% de la población mundial. No existen censos desde 1987 del total de la población británica, pero en las colonias donde se ha censado continuamente, la población ha descendido en un 43% (Mavor *et al.*, 2001). Si este descenso es extensivo al resto de las islas Británicas, la población mundial de esta especie podría haber disminuido drásticamente en los últimos años. No existen análisis de las poblaciones noruegas, otro de los países que alberga una importante población de esta especie. En Portugal la población parece estabilizada en 110 pp. desde los años ochenta, aunque no se censa desde principios de los noventa.

España. La población aumentó entre los años ochenta y noventa. En parte, el incremento observado es debido a la baja co-

bertura de los primeros censos, durante el periodo 1981-1983, en los que no se realizó un verdadero censo sino una estima inicial de la población. La complejidad de censar esta especie hace que la interpretación de la tendencia deba hacerse con cautela. Las principales complicaciones que presentan los censos de Cormorán Moñudo son (Lloyd *et al.*, 1991): el dilatado periodo de puestas, la inaccesibilidad de las zonas de cría, y que un cierto porcentaje de adultos no se reproduce cada año (entre el 5 y el 90% dependiendo del año). Aún siendo cautelosos, parece que la población aumentó entre los ochenta y los noventa. Este aumento fue debido probablemente a: 1) la protección de los enclaves de cría (espacios naturales protegidos) y la limitación de la presencia humana en estas zonas, así, por ejemplo, se erradicó el consumo de pollos y huevos, costumbres muy arraigadas en ciertos enclaves de cría; 2) La prohibición de la caza y su control. En los años setenta y principios de los ochenta el número de cormoranes abatidos era dramático (Velando *et al.*, 1999a).

En los últimos años (1995-99), la población estimada fue de unas 1.770-2.900 pp., de las cuales, entre 1.000-2.000 (según se trate de estimas mínimas o máximas) se concentraron en el PN Islas Atlánticas (islas Cíes y Ons). En la Costa Cantábrica, la población parece estabilizada (o con un ligero aumento en los últimos años), sin embargo en el PN Islas Atlánticas la población ha descendido recientemente cerca de un 40%. Se ha realizado anualmente censos de la isla del Faro (una parte de este archipiélago) y la población muestra un continuo descenso anual del 5% desde el año 1992 hasta el 2000 (Velando & Freire, 2002).

La población de cormoranes en la península Ibérica parece totalmente aislada de las poblaciones más norteñas. La mayoría de los pollos reclutan en la colonia en la que nacieron y es dependiente de la distancia a la colonia natal (Velando & Freire, 1999b, 2002). En Francia, Gran Bretaña, Irlanda y Noruega se han anillado una gran cantidad de cormoranes desde 1930, pero no hay recuperaciones de los mismos en nuestro territorio. Sin embargo existe un gran movimiento entre las poblaciones de estos países (Potts, 1969; Johansen, 1975; Galbraith *et al.*, 1986; Pasquet & Monnat, 1990). Las aves anilladas en Asturias y Galicia se movieron, en media, menos de 20 km y el registro más lejano fue de 325 km (datos propios).

Los modelos poblacionales (matriz de Leslie), con los actuales parámetros en el PN Islas Atlánticas, señalan que esta población está en declive con un ritmo similar al que revelan los censos (2-3% anual). La mortalidad debida al enmalle accidental en artes de pesca ha aumentado desde los años noventa en Galicia. Los modelos de simulación estiman un descenso anual del 2,5% en el futuro, que podría ser inclusive superior de aumentar -al ritmo reciente del 5%- el esfuerzo pesquero en Galicia (Velandó & Freire, 2002). El reciente y rápido declive experimentado y previsto para la población del PN Islas Atlánticas, el principal núcleo reproductor de esta especie en la península Ibérica, y teniendo en cuenta sus amenazas y su posible evolución (un futuro incremento de las artes de enmalle similar al experimentado en la última década produciría un declive del 10% anual), indica que, de no producirse cambios sustanciales en las amenazas actuales, la especie se enfrenta un alto riesgo de extinción en los próximos 80 años (véase Velandó & Freire, 2002).

ECOLOGÍA

Nidifica en acantilados inaccesibles costeros, la mayoría en islas e islotes de pequeño tamaño próximos a la costa. La disponibilidad de los sitios de cría limita el crecimiento de la población (Potts *et al.*, 1980; Velandó & Freire, en prensa). Aunque en la costa cantábrica puede existir una limitación de los lugares adecuados para la cría, en las Rías Baixas (PN Islas Atlánticas) aún existen muchos sitios óptimos para la nidificación no ocupados actualmente (Velandó & Freire, 1999, 2001). Los cormoranes moñudos se alimentan en el fondo y en la columna de agua a profundidades entre los siete y los 30 m (Wanless *et al.*, 1991, 1993). En Asturias se alimenta principalmente de especies de las familias Labridae y Atherinidae (Álvarez, 1998). La población de las islas Cíes y Ons se alimenta sobre todo de lanzones (familia Ammoditidae) en fondos arenosos de poca profundidad (Velandó & Freire, 1999b). Durante épocas de fuertes chubascos, los lanzones se entierran en el sedimento y su disponibilidad disminuye, lo que provoca notables efectos, como la alta tasa de mortalidad de pollos registrada durante estos periodos (Velandó *et al.*, 1999b).

El éxito reproductor anual está muy influenciado por las condiciones meteorológicas durante la época de cría, pero en general es bastante alto (1-1,83 juveniles por pareja), comparado con el estimado en colonias británicas (cerca de un pollo por pareja en la mayoría de las colonias, siendo el valor anual más alto 1,4 pollos por pareja: Potts *et al.* 1980; Aebischer, 1986). La supervivencia de adultos fue estimada en 0,72, una tasa muy baja comparada con la tasa estimada en las islas Británicas (0,88, sin grandes cambios durante un periodo de 24 años: Harris *et al.*, 1994).

AMENAZAS

Tras la desaparición de algunas amenazas importantes de décadas anteriores (hasta años ochenta), tales como la caza y el consumo de pollos y huevos, en la actualidad, las amenazas que actualmente persisten son:

Actividad pesquera. Las amenazas se deben: a) *capturas accidentales en artes de pesca* (1), siendo la principal causa de mortalidad. más del 55% de las aves anilladas son recuperadas en artes de enmalle, sobre todo en trasmallos, miños y vetas. El número de barcos dedicados al enmalle aumentó un 70% en los años noventa, lo

que se ha traducido en un mayor número de redes en el mar en los últimos años, que muy probablemente es la causa del incremento en la mortalidad de adultos desde los años noventa, tal y como se deduce de los modelos de simulación (Velandó & Freire, 2002). No existen anillamientos durante las décadas de los setenta y ochenta. Sin embargo, la proporción de alcas y araos anillados que son recuperados en artes de enmalle aumento de un 35% en los años ochenta al 60% en el periodo 1995-1999 (Velandó & Freire, 2002) b) *sobreexplotación pesquera* (4) que puede reducir las presas disponibles para esta especie; en Galicia, la captura del lanzón ha aumentado en los últimos años debido a la demanda de las granjas de rodaballos.

Molestias por el turismo náutico. (2) Existe un importante contingente de embarcaciones recreativas en el entorno del PN Islas Atlánticas, que provoca una reducción del espacio utilizado por los cormoranes en su alimentación (Velandó, 1998).

Desaparición de enclaves de cría. (2) Afecta especialmente a las poblaciones cantábricas.

Contaminación ³. (4) En la costa atlántica y cantábrica existe un intenso tráfico marítimo que genera una gran contaminación debido al lavado de tanques, accidentes y vertidos deliberados. No hay que olvidar el alto riesgo que puede suponer para la pequeña población española de cormoranes moñudos posibles accidentes y vertido de crudo, similares a las ocurridas en 1992 por el mar Egeo. En diciembre de 1999 el petrolero Erika sufrió un accidente frente a las costas del Atlántico francés, derramando 15.000 toneladas de petróleo, lo que provocó una mortalidad directa de más de 100.000 aves marinas (OSPAR Commission, 2000). Un accidente similar frente a las Rías Baixas puede provocar de forma abrupta una pérdida de los efectivos de la especie.

Cambio climático. (4) Puede tener serias consecuencias para el Cormorán Moñudo, ya que actualmente se prevé en nuestras latitudes una mayor inestabilidad atmosférica, con un aumento de fuertes precipitaciones originadas por el aumento de la temperatura (Visbeck *et al.*, 2001). Un incremento de los fuertes chubascos puede provocar una alta mortalidad, tanto en pollos como adultos (ver Harris & Wanless, 1996).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Actualmente existe un estudio técnico para el manejo de esta especie en las islas Cíes, aunque el plan no ha sido aprobado y las recomendaciones del estudio aún no han sido seguidas. Existió un intento de hacer el plan de manejo de esta especie en Galicia, pero por el momento no se ha realizado. En Asturias existe un Plan de Manejo aprobado (Decreto 136/2001). En el resto de CC.AA., actualmente, no existen medidas de conservación específicas para esta especie. En la actualidad se está realizando el seguimiento y anillamiento de algunas colonias en Galicia y Asturias con el fin de obtener datos de utilidad para su protección. En las islas Cíes se ha llevado a cabo un estudio de los parámetros poblacionales durante el periodo 1994-1997 (Velandó & Freire, 2002).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Además de la protección de los enclaves de cría, las acciones prioritarias deben estar encaminadas a la disminución de las causas de mortalidad (Velandó & Freire, 2002):

— Protección de las zonas más importantes de alimentación (2).

- Regulación de las artes de enmalle, especialmente en las áreas de alimentación (1).
- Incremento de las medidas de seguridad para evitar derrames de crudo (1).
- Protección de los enclaves de cría (5).
- Regulación del turismo náutico (número, velocidad, zonas) (3).
- Control de la limpieza de los tanques (?).
- Disminución de la sobreexplotación pesquera (?).
- Reducción de molestias en las colonias de cría producidas por actividades humanas (visitas, deportes como el tiro al plato, la práctica del parapente o vuelos de helicópteros y avionetas) (5).
- Investigación aplicada: resulta necesario profundizar el conocimiento sobre el grado de aislamiento de la población ibérica (4).

Notas: ¹ La catástrofe provocada por el *Prestige* en noviembre de 2002 supuso la recogida de unos 400 cormoranes petrolados en

las costas españolas (hasta febrero de 2003). Además se ha registrado un considerable descenso de la población de las islas Cíes en 2003 (79% desde 1994), aunque parte de este descenso podría deberse a un episodio de no reproducción. Teniendo en cuenta que antes del *Prestige* y en el momento de realizar la evaluación de esta subespecie se estimaba un declive en tres generaciones (pasado-futuro) del 40%, corresponde sin lugar a dudas asignar finalmente la categoría de “En Peligro” (declive 50% en tres generaciones). Esta subespecie deberá por ello ser objeto prioritario de seguimiento para conocer con detalle la dimensión de esta tragedia y evolución de sus poblaciones. ² Existen evidencias que sugieren que la población nominal de la península Ibérica tiene características diferenciadas de las poblaciones más norteñas; aunque pertenezcan a la subespecie nominal, una considerable proporción de juveniles e inmaduros en esta población presentan características propias de la subespecie *desmarestii*, como son la coloración del plumaje, patas y pico (Álvarez Laó, 1990). ³ **Nota de los editores:** Nada lejos de la realidad se encontraban los autores de esta ficha al redactar este apartado de “contaminación”.

Cormorán Moñudo del Mediterráneo *Phalacrocorax aristotelis desmarestii*

Vulnerable; VU C1

Autor: Jordi Muntaner Yangüela

La subespecie mediterránea de Cormorán Moñudo se distribuye en España de forma casi anecdótica en el litoral peninsular mediterráneo, encontrándose el grueso de los efectivos (c.96%) en Baleares (destacan en orden de importancia: Mallorca, Menorca e Ibiza). Las estimas actuales/recientes apuntan a una población pequeña de alrededor de 1.380 parejas, que ha podido disminuir de forma desigual en los últimos 15-20 años, aunque la información disponible de censos anteriores no permite un alto grado de confianza para obtener conclusiones precisas de la tendencia (siendo además la serie de años entre censos generalmente inferior a dos generaciones). Las amenazas principales vigentes se deben a capturas accidentales en artes de pesca (sin cuantificar) y pérdida de hábitat favorable, aunque en general muy poco se sabe sobre causa-efecto. La subespecie califica como Vulnerable por contar con una población “pequeña” que durante los últimos 30 años (tres generaciones), se estima que tanto en el Levante español y Baleares, ha sufrido una fuerte presión urbanística en las costas, que como mínimo ha provocado un declive de la población de cormoranes probablemente superior al 10%.

DISTRIBUCIÓN

Esta subespecie de Cormorán Moñudo se distribuye por parte de las orillas del Mediterráneo y del mar Negro, conociéndose colonias de cría en España, Francia, Italia, Argelia, Túnez, Croacia, Grecia, Bulgaria, Ucrania, Turquía y Chipre (Cadiou, 1999; Aguilar & Fernández, 1999; Guyot, 1993; Wanless, 1997). Ha criado en Marruecos.

España. Las principales colonias se encuentran en las islas Baleares. Colonias menores se sitúan a lo largo de la costa peninsular, concretamente en Cataluña, islas Columbretes, isla Grossa, costa de Almería, Gibraltar (Reino Unido) e islas Chafarinas (Muntaner & Aguilar, 1995; Costa & Velandó, 1997; Paracuellos & Nevado, 2000). Su área de distribución en España se mantiene aparentemente estable o en ligero aumento.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Las poblaciones del norte de África son pequeñas, siendo las más importantes las españolas, francesas, italianas y las del Adriático (Aguilar & Fernández, 1999). La población europea de Cormorán Moñudo del Mediterráneo ha sido estimada en más de 10.000 pp. reproductoras (Guyot, 1993), si bien la cifra debe ser mayor teniendo en cuenta que los datos de muchos países, como la antigua Yugoslavia, Grecia, Turquía, Ucrania (250-400 pp.) y Marruecos, entre los más importantes, aún no están completos o falta información, véase también BirdLife International/EBCC (2000) para una actualización parcial. Pese a que se han descubierto nuevas colonias en Croacia (Crnkovic, 1999), y a que se disponga de más información sobre Turquía (en 2000 se estimaron 860-1.200 pp. G. Eken, com. pers.) o se compruebe que censos más detallados

pueden incrementar los datos obtenidos anteriormente en una colonia (ver Cherchi & Torre, 2000), se está produciendo una disminución, por lo menos en determinadas zonas, tal como se ha constatado en Córcega (Guyot & Thibault, 1996), Grecia y Ucrania y en las Baleares (Muntaner & Aguilar, 1995).

España. La información sobre la población mediterránea (y tendencia) del Cormorán Moñudo se considera parcial y no ha sido objeto de seguimiento adecuado (Baleares). A ello se suman algunos problemas metodológicos que deben tenerse en cuenta a la hora de llegar a conclusiones sobre su situación real: a) dilatado periodo en que puede iniciarse la reproducción; b) dificultad de acceso a muchas colonias; c) dificultad de detección de muchos nidos desde el mar o desde tierra; d) existencia de un porcentaje de adultos no reproductores.

En cualquier caso actualmente se considera que en las costas de la península Ibérica la población actual es de 50 pp. repartidas como sigue: 15 en Cataluña (Dep. de Medio Ambiente de la Generalitat de Cataluña); ocho parejas en las islas Columbretes (Reserva Natural de las islas Columbretes, Generalitat Valenciana); dos parejas en isla Grossa y una en la isla de Mazarrón (S. Eguía, com. pers.); 18 pp. en la costa de Almería y una en la isla de Terremos (M. Paracuellos, com. pers.; Mínguez & Paracuellos, 2001) y de 5 a 7 pp. en Gibraltar (J. Cortés, com. pers.). Existían indicios de cría en Alicante (Urios *et al.*, 1991) que no se han confirmado posteriormente (anuarios ornitológicos de la Comunidad Valenciana).

Para el conjunto de España (véase a continuación), las estimas más recientes, apuntan a una población mínima de 1.383 pp.

Cataluña. también ha habido un ligero incremento, pasando de 4 pp. en 1983 (Muntaner *et al.*, 1983) a las 15 pp. actuales (2001).

Columbretes. (Castellón) se ha producido una colonización y un incremento paulatino, pasando de 1 primera pareja que crió en 1991 (habiendo un solo nido ocupado) a 8 que han criado en 2001 (pero con hasta 14 nidos ocupados).

Gibraltar. (Reino Unido) pequeño incremento, que de tener 4 pp. durante las dos anteriores décadas ha pasado a tener de 5 a 7 pp. en la actualidad. No hay información de la evolución de esta especie en otros lugares de la costa peninsular.

Baleares. Concentra la mayor parte de la población de cormoranes moñudos de España. Ha sufrido una disminución, por lo menos en colonias de Mallorca, Dragonera y Cabrera. Se dispone de dos censos efectuados en 1986 (Capellá *et al.*, 1986) y 1991 (Aguilar, 1991, 1992 y 1994). El de 1986 fue efectuado en pleno periodo reproductor por lo que cabe considerar que no fue un censo completo (Muntaner, 1993, 2001), si bien en base a este, se realizaron estimas basadas en nidos probables y posibles, que con todas las cautelas en la interpretación de las tendencias, se consideran cifras más reales a lo que debió ser la población de aquél año (a pesar de la corrección, se considera que siguen, subestimando la población real). El censo de 1991 fue, al parecer, un poco más repartido a lo largo del periodo reproductor de la especie. Pero a la vista de un censo mucho más completo efectuado en Menorca por otros autores ese mismo año (De Pablo & Catchot, 1992), en el que se obtiene unos resultados de parejas seguras que superan en un 36% al censo general señalado (ver detalles a continuación) lo que sugiere que el censo general fue también una subestima. No obstante los censos de 1986 y 1991, aunque en conjunto parecen haber infravalorado la población real, entre sí permitirían cierto margen de comparación permitiendo constatar una disminución importante en algunas colonias.

Mallorca. Según los resultados de los censos, la población de Mallorca pasó de 941 pp. censadas en 1986 a 715 en 1991. En 1991 se constató la desaparición de dos colonias en Mallorca, la de Es Frontó d'Es Mular (Manacor) y la de Cap d'Es Pinar (Son Servera). Posteriormente, en Mallorca sólo se han obtenido datos parciales. Se dispone de bastante información de la colonia de Cabo Blanco (Cap Blanc), para la que se ha constatado disminución, de 533 pp. en los años ochenta, a unas pocas en la actualidad. Aunque ha aparecido algún núcleo cerca, la disminución no se ha compensado.

Dragonera. Se ha producido una ligera disminución de 54 pp. en 1986 a 20 pp. en 1999 y 2000 (Consejería de Medio Ambiente y Consejo Insular).

Cabrera. En este archipiélago se detectó una fuerte disminución entre 1974 y 1975, pasando de 295 a 227 pp. reproductoras (Araujo *et al.*, 1977). En 1986 sólo se censaron 95 pp. En 1995 se censaron 85 pp. y en 1999 se estimó que nidificaban más de 93, si bien por recuentos de adultos realizados en 1992 y 1993 es posible que la población reproductora sea algo mayor. Por lo tanto parece que actualmente la población que cría en Cabrera esta estabilizada o en ligero aumento (Muntaner, 2001).

Menorca. La población parece estabilizada. Los primeros censos se remontan a 1983, año en que se estimó criaban 156 pp. (Muntaner *et al.*, 1984). No hubo diferencias sustanciales entre este censo, el de 1986, que dio la cifra de 175 a 195 pp., y el de 1991, que resultó ser de 186+18 pp. Como se ha señalado, el censo más preciso de De Pablo & Catchot (1992) en 1990-91 consideró 253 pp. reproductoras en 1991. Utilizando sin embargo los censos (más comparables entre sí) de 1983, 1986 y 1991 (censo general), se considera que la población está estabilizada (se mantiene o inclusive, en ligero aumento).

Ibiza y Formentera. Estabilidad aparente (en Formentera se pasó de 71 pp. en 1986 a 54+5 en 1991, con un censo adicional en 1995 de 60-70 pp. (Wijk & Jaume, 1996). En Ibiza, es probable que se ha producido un ligero incremento al comparar las 105 pp. de 1986 (54-59 pp. en 1991) con las 165 pp. de 1999-2000, pese a que, posiblemente, este último censo ha sido más completo que los anteriores (Galera & Monterde, 2000).

Considerando la estima de 1.451 pp. obtenido en el censo completo de 1986 (considerando que infravalora la población real de ese año), y la de 1.156+72 pp. del censo de 1991 (aunque también puede considerarse una subestima) se produce una posible disminución. Una estima de población en las islas Baleares, realizada para este Libro Rojo y para el año 2000 utilizando censos parciales de ese año y de otros años, indicaría que nidificaron alrededor de 1.333 pp. Si ambas cifras las comparamos con la estima de 2000, se detecta un ligero descenso para el conjunto balear, que por ser muy pequeño, resulta imposible discernir si se puede realmente hablar de declive. Sin embargo, observaciones más locales documentan efectivamente tendencias, tanto de estabilidad como de declive.

ECOLOGÍA

Especie estrictamente marina y sedentaria (pueden producirse movimientos dispersivos locales de inmaduros, principalmente postreproductivos). Nidifica habitualmente en acantilados litorales a una altura muy variable sobre el nivel del mar, construyendo un tosco nido con materiales vegetales y residuos diversos que encuentra en el litoral. El nido suele situarse en cuevas, agujeros, re-

pisas, bajo bloques de piedra y al abrigo de vegetación arbustiva. En zonas solitarias puede criar en taludes, islotes escasamente accidentados o planos, plataforma superior de cantiles y otros lugares accesibles al hombre. Si bien se trata de una especie de hábitos sedentarios, las diferentes colonias pueden cambiar de ubicación y sufrir variaciones en el número de parejas reproductoras de un año para otro, dependiendo, posiblemente, de la disponibilidad alimenticia. No se conoce la magnitud de los movimientos entre diferentes colonias no excesivamente alejadas.

Inicia la reproducción muy pronto, pero de forma escalonada: las primeras parejas pueden realizar la puesta a primeros o a mediados de diciembre (excepcionalmente antes), muchas lo hacen a partir de enero, sucediéndose las puestas en febrero, marzo, más raramente en abril y excepcionalmente en mayo e incluso en junio. De esta forma se pueden encontrar periodos con parejas que alimentan pollos y otras incubando. Se sabe que existe un porcentaje de adultos no reproductores (véase también texto de la subespecie nominal, este volumen). Pescan decápodos y peces de pequeño o mediano tamaño en aguas poco profundas, destacan los lábridos, ammodítidos, centracántidos, espáridos, aterínidos y pomacéntricos.

Un análisis de presas realizado en Cabrera indicó que sus capturas no tenían incidencia sobre la pesca comercial (Araújo *et al.*, 1977), pero no existe información de la base alimenticia de esta especie en las Baleares. Las posibles fluctuaciones de las especies que constituyen la dieta básica del Cormorán Moñudo, podría asimismo, ser una de las causas de sus fluctuaciones poblacionales (por ejemplo, en Cabrera), teniendo relación directa en el porcentaje de adultos que se reproducen en una temporada, tal como se ha sugerido para Córcega (Guyot & Thibault, 1996).

AMENAZAS

Al igual que con la subespecie nominal (véase texto relevante), han desaparecido algunas amenazas que hace tres décadas incidieron sobre la población de cormoranes, entre éstas se menciona la persecución directa y el consumo de huevos y aves.

Actividad pesquera. (1) Pese a que se dispone de poca información, la causa de mortalidad adulta más importante es la captura accidental en artes de pesca (Muntaner & Aguilar, 1995), amenaza compartida por la subespecie nominal en el Atlántico (véase texto). Esta opinión es compartida por otros autores para otras poblaciones mediterráneas (Guyot & Thibault, 1985; Guyot, 1990; M. Gustin, *in litt.*). En las Baleares hay constancia de capturas en palangres de superficie pero, sobre todo, en artes fijos que se mantienen calados en un mismo lugar y fijados a la costa durante una larga temporada (p.ej.: “morunas”, “soltas”, “almadrabas”, “almadrabillas”). Las capturas accidentales en artes fijas también se producen por enmalle. Cuando la malla es de nylon fino parece afectar principalmente a ejemplares jóvenes, siendo la amenaza dependiente de la proximidad del arte a una colonia. Las capturas accidentales de Cormorán Moñudo en artes fijas, son muy variables en función de los años. En Córcega las capturas en redes de pesca, principalmente trasmallos, suponen el 60,3% de la mortandad de la especie y del total de capturas, un 68% corresponde a ejemplares del primer año (Guyot, 1990). La sobrepesca se ha señalado como una amenaza a tener en cuenta (aunque no se sabe realmente la magnitud de esta posible amenaza (Salvador & Fernández, 1999).

Molestias. (4-Baleares) Por otra parte, es posible que, ocasionalmente, puedan producirse molestias en algunas colonias, aunque el turismo no parece ser un problema serio, teniendo en cuenta que la reproducción es anterior a la temporada veraniega. En el pasado, las maniobras militares en Cabrera (Mayol, 1986) debieron tener cierta incidencia. Las molestias, pueden también afectar a los lugares de descanso (Aguilar & Fernández, 1999).

Pérdida de hábitat de reproducción favorable. (4) Ha debido tener un efecto muy negativo, sobre todo en el litoral peninsular, debido a la tremenda expansión urbanística. En Baleares, esta amenaza ha remitido casi por completo (la costa virgen remanente se encuentra protegida).

Variaciones en los recursos tróficos. (?) Poco se sabe sobre la base alimenticia de esta especie, aunque se sospecha que las fluctuaciones en el número de parejas que intentan la reproducción tiene relación directa con las fluctuaciones en la disponibilidad de alimentos. Estudios realizados en Córcega (Guyot, 1990) indican que se alimentan de una amplia variedad de especies sin interés comercial o con un interés muy bajo, como es el caso del Caramel, que sí se captura y comercializa en las Baleares.

Vertidos y contaminantes. (4-Baleares) El vertido de crudo por accidente es una amenaza real que podría ocasionar pérdidas muy graves a la población de cormoranes (incluido el lavado ilegal de tanques petroleros) (Salvador & Fernández, 1999).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Cuenta con protección legal desde los años setenta, además de que c.21% de sus poblaciones se encuentran en áreas protegidas: islas Medes y Parque Natural de Cabo de Creus, Gerona; Parque Natural de Garraf (Barcelona); Parque Natural de las islas Columbretes, Parque Natural de Cabo de Gata, Parque Nacional de Cabrera, Parque Natural de Dragonera, Parque Natural de Llevant, Mallorca, Parque Natural de s'Albufera des Grau, Menorca, Parque Natural de las Salinas de Ibiza y Formentera y Parque Natural de Cala d'Hort, Ibiza.

La especie también se ha debido beneficiar de programas de desratización llevados a cabo para la protección de la Pardela Balear (ver texto relevante). Se ha iniciado un proyecto LIFE de cuatro años de duración que trata sobre la “Protección de praderas de *Posidonia* en LIC de Baleares” que incorpora acciones destinadas al Cormorán Moñudo, tales como la redacción de un Plan de Conservación, vigilancia de colonias y seguimiento de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

La mayoría de las medidas de conservación ya han sido recogidas en el Plan de Acción Internacional (Salvador & Fernández, 1999) y en el Libro Rojo de Baleares (Mejías & Amengual, 2000). Aunque las propuestas han tenido en cuenta estas fuentes (véase para mayor detalle), las medidas necesarias para la protección de la especie y desarrollar un plan detallado, requerirá una revisión de las fuentes mencionadas y las que siguen a continuación:

Investigación aplicada. Debe apuntar a llenar vacíos de información necesaria para un adecuado manejo y desarrollo de medidas específicas con base científica sólida: a) (2) *Mortalidad* en artes de pesca especialmente en los espacios naturales protegidos, en las proximidades de las mayores colonias de cría y en las zonas de alimentación importantes. b) (3) *Alimentación*: disponibilidad,

estado de las poblaciones presa, con el fin de conocer su posible incidencia en la población de cormoranes; c) (2) *Seguimiento*: de gran importancia es la organización de censos detallados y seguimiento periódico de la población reproductora para conocer la evolución poblacional en los próximos años. Es necesario asegurar una metodología común validada por expertos, con el fin de asegurar la comparación directa entre censos de distintos años; d) *Movimientos* entre colonias y reclutamiento. Es necesario conocer con detalle los movimientos interinsulares e intercoloniales entre las principales colonias en Baleares y costa peninsular.

Medidas pesqueras. (4) Una medida que evitaría enmalles en las artes fijas que se utilizan en las islas Baleares es la sustitución de las mallas de nylon por las tradicionales (más gruesas). Para ello deberán implicarse a las autoridades pesqueras de las Baleares y a las cofradías de pescadores. Las conclusiones deberán

aplicarse, si cabe, a otras zonas de la costa peninsular donde puedan producirse este tipo de capturas.

Protección, gestión y vigilancia. (2) Debe beneficiar a todas las colonias. Es necesario incrementar la vigilancia durante el periodo reproductor (de noviembre a junio). La protección del hábitat de la especie se extiende a las praderas de *Posidonia* (ofrecen lugar de alimentación a los cormoranes).

Coordinación e información. (3) Es necesario fortalecer y/o iniciar un intercambio activo entre las diferentes autoridades competentes en materia de conservación, investigadores, conservacionistas, no sólo a nivel nacional, sino también con el resto de los países del Mediterráneo con poblaciones de esta especie. Este tipo de intercambio puede facilitar notablemente el seguimiento, y la puesta en marcha de medidas que puedan resultar relevantes.

Avetoro Común *Botaurus stellaris*

En Peligro Crítico; CR C2a(i)b; D

Autores: Albert Bertolero y Eduardo Soto-Largo

El Avetoro Común cuenta con una población fluctuante y en declive inferior a 25 territorios. Las últimas poblaciones costeras mediterráneas, afectadas por un periodo de sequía, se encuentran en mínimos históricos. Ha desaparecido como reproductor de las marismas del Guadalquivir y el delta del Ebro. Actualmente sólo se registran machos cantores en los Aiguamolls de l'Empordà y S'Albufera de Mallorca. Por otro, lado las poblaciones del interior no superan los 20 machos cantores. La capacidad de recolonización de la especie unido a la entrada de aves en paso e invernada y la detección de machos cantores en pequeños humedales artificiales del valle medio del Ebro (balsas de riego, abrevaderos y arrozales) podría abrir una esperanza para la recuperación de la especie. Sin embargo, la fragmentación y marginalidad de las poblaciones ibéricas, y la tendencia general en Europa, no permite albergar serias esperanzas. Además esta situación se ve agravada en muchos humedales por la mala gestión que se realiza del hábitat. Por todo ello el Avetoro Común se encuentra En Peligro Crítico de extinción.

DISTRIBUCIÓN

En España se reproduce la subespecie nominal *B. s. stellaris*, mientras que la subespecie *B. s. capensis* se encuentra restringida al sur de África (Del Hoyo *et al.*, 1992). El área de reproducción se extiende de manera continua por todo el Paleártico, aproximadamente entre los 35° y 60° de latitud norte, desde Japón hasta Europa oriental, y de manera muy fragmentada en el resto de Europa (Del Hoyo *et al.*, 1992). Existen núcleos reproductores aislados en Pakistán, sureste de China y norte de África (Cramp & Simmons, 1977; Brown *et al.*, 1982; Del Hoyo *et al.*, 1992), algunos de los cuales pueden estar actualmente extinguidos (Urdiales, 1992). Fuera de la época reproductora, el área de distribución se extiende por las regiones Etiópica y Oriental (Del Hoyo *et al.*, 1992).

Europa. La distribución en Europa es irregular y dispersa. La especie desapareció de numerosas zonas durante la segunda mitad del siglo XIX y principios del siglo XX, como consecuencia de la pérdida de hábitat y de la presión cinegética (Cramp & Simmons, 1977; Tyler, 1994a; Newbery *et al.*, 2001). A mediados del siglo XX se produce la recolonización de algunos países como Finlandia, Gran Bretaña o Suecia, debido en parte a la protección y a la creación de reservas (Cramp & Simmons, 1977).

Actualmente la especie continúa en regresión en la mayor parte de su área de distribución, reproduciéndose localmente en to-

dos los países de Europa desde Rusia hasta la península Ibérica, excepto en Grecia, Irlanda, Luxemburgo, Noruega y Suiza (Tyler, 1994a). Su presencia es accidental en Azores, Canarias, Chipre, Islandia, islas Feroe, Madeira y Noruega (Cramp & Simmons, 1977).

España. A comienzos de la década de los años noventa, la población reproductora española se encontraba fragmentada y dispersa. Se distribuía en a penas trece localidades entre Andalucía, Aragón, Baleares, Castilla-La Mancha, Cataluña, Navarra y Valencia (Urdiales, 1992; Blanco & González, 1992), y estaba extinguida en las costas del Cantábrico, en la cuenca del Duero y, probablemente, en Galicia. En las islas Canarias se observa en paso y como invernante irregular y escaso (Cramp & Simmons, 1977; Fernández-Cruz & Araújo, 1985; Martín & Lorenzo, 2001), pudiéndose achacarse estas observaciones a una sedimentación ocasional de aves en migración hacia las zonas de invernada al sur del Sahara (Urdiales, 1992).

En la actualidad únicamente se encuentra como reproductor en las CC.AA. de Aragón, Baleares, Castilla-La Mancha, Cataluña y Navarra. Se confirma su extinción en Andalucía tras el ciclo de sequía de 1992 (Garrido & Urdiales, 2001b). En los últimos años han aparecido citas dispersas de machos cantando en humedales de Andalucía, Comunidad Valenciana, Galicia, Madrid y Castilla y León, aunque no hay evidencias de su reproducción (Pombo,

1999; González & Salmerón, 1998; Martí & Del Moral, 2003; M. Yuste, com. pers.; F. Jubete, com. pers.).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

En buena parte de los países europeos la población reproductora ha decrecido entre 1970-1990, debido principalmente al descenso de la calidad y disponibilidad del hábitat (Tucker & Heath, 1994; Tyler, 1994a; BirdLife International/EBCC, 2000). La población reproductora para Europa está cifrada entre 19.000 y 43.000 "parejas", de las cuales: de 10.000 a 30.000 en Rusia; de 6.550 a 8.900 entre Ucrania, Polonia, Rumanía y Bielorusia (Tyler, 1994a); de 1.370-2.000 para la Unión Europea (Newbery *et al.*, 2001); y de 1.050-2.100 para el resto de países (Tyler, 1994b). Es probable que las poblaciones mediterráneas del sur de Europa (España, Francia e Italia) apenas superen los 500 machos territoriales (Kaysner *et al.*, 1998; Duhautois & Marion, 1999; Soto-Largo *et al.*, 2000), estando el principal núcleo asentado en la desembocadura del Ródano (sur de Francia).

España. El Avetoro Común debió estar presente en todas las zonas húmedas apropiadas, produciéndose un fuerte declive a partir de la mitad del siglo XX (Urdiales, 1992). Según los testimonios de personas que habitan las principales zonas húmedas, esta era una ave bien conocida, como lo refleja la gran variedad de nombres locales, muchos de ellos referentes al canto del macho durante la época reproductora. Así, parece que era un ave común en humedales costeros (marismas del Guadalquivir, delta del Ebro, Aiguamolls de l'Empordà y S'Albufera de Mallorca) y en las cuencas sedimentarias del interior (Tablas de Daimiel, laguna de Gallocanta, laguna de Pitillas, La Nava). A principios de la década de los ochenta la población atravesó una fase crítica que la llevó al borde de la extinción, recuperándose hasta superar los 30 territorios a principios de la década de los noventa (Urdiales, 1992). Con una distribución más dispersa, el mismo autor, estimó la población invernante en un mínimo de 50-100 aves.

Durante el ciclo de sequía de los años 1992 a 1994, la situación de la población reproductora de Avetoro Común en España debió agravarse, desapareciendo temporalmente de los humedales del centro de España (T. Velasco, com. pers.), y extinguiéndose, como reproductor, en el bajo Guadalquivir (Garrido & Urdiales, 2001b). Posteriormente, se produce la recolonización de algunos humedales del interior peninsular (T. Velasco, com. pers.) y se comienza a controlar una importante población estable en el valle medio del Ebro (Soto-Largo *et al.*, 2000, Soto-Largo, 2002). A finales de la década de los años noventa, coincidiendo con un periodo de sequía, desaparece en el delta del Ebro, y se produce un importante descenso en los Aiguamolls de l'Empordà y en S'Albufera de Mallorca (Bertolero, 2001; Orta, 1998; Vicens, 1997, 2001; J. Orta, com. pers.; P. Vicens, com. pers.). En la actualidad la población española de Avetoro Común no superaría los 25 machos territoriales, manteniendo el valle medio del Ebro la principal población (estimada entre 12 y 17 machos territoriales) (Soto-Largo, 2002).

A continuación se revisa la situación, siguiendo la propuesta de las diferentes poblaciones establecidas por Urdiales (1992).

Cantábrica (Cantabria y País Vasco). Extinguido como reproductor desde mitad de siglo XX. Sin embargo, esta zona sigue siendo importante para la invernada y el paso migratorio. Esta población mantuvo su conexión con Las Landas (suroeste

de Francia) de donde se extinguió en el siglo XIX (Bernis, 1966a; Urdiales, 1992; Duquet, 1994).

Mediterránea (Balears, Cataluña y Comunidad Valenciana).

Balears. Citado históricamente como reproductor en al menos tres localidades de Mallorca y posiblemente en Menorca (Urdiales, 1992). En S'Albufera de Mallorca, última localidad en la que se extingue como reproductor hacia 1970, vuelve a ser colonizada en 1990, cuando se escucha cantar un macho de manera aislada. A partir de ese año el número de machos cantando se incrementa hasta ser máximo en 1996, en que se registran diez; posteriormente su número disminuye entre cinco y siete machos entre 1998-2000; y en 2001 tan sólo se registran de dos a tres (Vicens, 1997, 2001; P. Vicens & R. Mas, com. pers.). Fuera del periodo reproductor se encuentra de manera regular en la zona y en invierno su población se incrementa por la llegada de invernantes (Mejías García & Amengual Ramis, 2000). El descenso de su población en 2001 se relaciona con la situación de sequía en la mayor parte del parque y los incendios de algunos sectores (Vicens, 2001). Es previsible una recuperación si las condiciones del hábitat mejoran.

Cataluña. La población ligada a lagunas y marismas costeras, mantiene relación con otras poblaciones del mediterráneo occidental. En el contexto general de la Península, presentan un paso migratorio e invernada regular (Bertolero, 2000, 2001). En la actualidad su presencia se restringe a dos localidades, una cuarta parte de las localidades ocupadas hacia 1950 (Urdiales, 1992). La especie tuvo en el delta del Ebro (Tarragona) una de las mayores poblaciones ibéricas. Desde mediados de siglo sufre un acelerado declive, alcanzando en 1975 de cinco a siete territorios (Muntaner *et al.*, 1983). Durante la década de los ochenta desciende ligeramente y se mantiene con tres a cinco machos territoriales (Martínez Vilalta, 1994). Entre 1990 y 1991 llega a tener hasta diez machos territoriales (Martínez Vilalta, 1990), la mayor parte de la población española en esa época (Urdiales, 1992). A partir de 1993 se detecta una importante disminución de la población y entre 1998 y 2001 no se registra ningún macho territorial (Bertolero, 2001). Sin embargo, se siguen detectando algunos ejemplares en la zona hasta el mes de mayo y durante el invierno su presencia sigue siendo regular (Bertolero, 2000, 2001). La posibilidad de que el Avetoro Común recolonice este humedal está condicionada a la realización de una gestión del hábitat propicia para esta especie.

Los Aiguamolls de l'Empordà (Girona) es la segunda localidad catalana en importancia para esta especie. Tras desaparecer como reproductor en los años sesenta, el Avetoro Común recoloniza este humedal como reproductor en los años ochenta, durante los cuales presenta entre uno y tres machos territoriales (Sargatal & Del Hoyo, 1989; A. Martínez Vilalta, com. pers.). Entre 1990 y 1998 se detecta un ligero incremento de la población, que pasa de cuatro machos territoriales a cinco o seis. Posteriormente sufre una importante disminución, situando la población en un único macho entre 1999 y 2001 (Orta *et al.*, 1998; J. Orta, com. pers.). En este humedal los Avetoros se encuentran todo el año, aunque es durante el periodo reproductor que las observaciones son más frecuentes y cabe la posibilidad de que en invierno se encuentren también migrantes (Fouces, 1995; Orta *et al.*, 1998).

La reducción que ha sufrido la población reproductora en los últimos años está relacionada con una sequía en la mayor parte del parque y con la quema incontrolada de la principal zona del Avetoro Común. Se espera su recuperación si las condiciones del hábitat mejoran (Orta *et al.*, 1998; J. Orta, com. pers.).

Comunidad Valenciana. El Marjal del Moro es la única zona de la Comunidad Valenciana que cuenta en tiempos recientes con indicios de reproducción (M. Yuste, com. pers.). En este humedal se han registrado hasta dos posibles machos territoriales en diversas ocasiones, entre 1987 y 2001; y, a partir de mediados de la década de los noventa, su presencia durante la época de nidificación ha sido casi regular (Lacomba *et al.*, 1997; M. Yuste, com. pers.). También se le cita como posible reproductor en los marjales costeros del Prat de Cabanes-Torreblanca durante los años de 1991 y 1993 (Urdiales, 1992). Sin embargo, en diversas prospecciones realizadas entre 1994 y 2001, no se encontró ninguna evidencia de su presencia durante la época de nidificación (V. Hernández, *in litt*). Históricamente se debió reproducir en la albufera de Valencia. Aunque la especie desapareció como reproductor habitual hace varios siglos (Urdiales, 1992), en 1967 se le escucha en la laguna de la Albufera (Urios *et al.*, 1991). En el Hondo debió desaparecer hacia 1965 (Urdiales, 1992).

Atlántica (Galicia). Galicia debió de albergar una pequeña población reproductora hasta principios del siglo XX, siendo la laguna de Antela (Ourense) la localidad más importante (Urdiales, 1992). La presión humana por medio de caza y la pérdida de hábitat le llevó a la probable extinción a principios de la década de los noventa, siendo las Riberas do Louro (Pontevedra) la última localidad con citas probables de reproducción (Urdiales, 1992). En 1997 y 1998 se tienen observaciones tempranas de la especie en las marismas de Baldaiao y la laguna de Valdoviño (La Coruña), pero sin evidencias de reproducción (Pombo, 1999; Esterna, 1999).

Duero (Castilla y León). Únicamente en la laguna de la Nava (Palencia) se reproducía de manera habitual hasta su desecación en 1955 (Urdiales, 1992; Jubete, 1997). Recientemente se le ha vuelto a escuchar en carrizales asociados al Canal de Castilla, río Duero y en una laguna de la provincia de León (F. Jubete, com. pers.; I. Molina, com. pers.).

Manchega (Castilla-La Mancha). Históricamente la Mancha Húmeda albergaba una de las poblaciones ibéricas más importantes, asociada a los humedales de la cuenca alta del río Guadiana. La degradación del hábitat palustre en la década de los años ochenta redujo la población a pocas localidades (lagunas de El Taray-Masegar, embalse de Azután, Tablas de Daimiel). A principios de la década de los noventa se mantenía una pequeña población de apenas tres a cuatro territorios (Urdiales, 1992) desaparecida durante la sequía de los años 1992-1994. Posteriormente la recuperación hidrológica favoreció la recolonización de la zona. En la mancha toledana, en el periodo que va de 1995 hasta 2002, se ha detectado al Avetoro Común en siete localidades y cuatro territorios de cría en tres humedales, reduciendo su número hasta su desaparición en 2002 (T. Velasco, com. pers.).

También se ha detectado en las Tablas de Daimiel (1997 y 1998), en las lagunas de Ruidera (1997), y en 1995 se comprobó la nidificación en la provincia de Albacete (Carrasco & Del Moral, 1998; Velasco, 2002; López, 2002; Grupo Ardeidas, 2001; CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

Andaluza-Magrebí (Andalucía). Hasta finales del siglo XIX, las marismas del Guadalquivir presentaban la mayor superficie de hábitat palustre ocupado por la especie. La transformación agrícola e hidrológica realizada a partir de los años cincuenta redujo hasta un 85% el hábitat adecuado, iniciando un dramático declive hasta unos niveles críticos a comienzos de los años noventa, en los que se estimó en apenas cinco a ocho territorios (Urdiales, 1992). Finalmente, el ciclo de sequía iniciado en el

año 1992 provocó la extinción definitiva de la especie (Garrido & Urdiales, 2001b).

Valle medio del Ebro (Aragón, La Rioja, Cataluña y Navarra). A principios de siglo, la ribera del Ebro debió tener hábitat potencial suficiente para albergar medio centenar de territorios de Avetoro Común (Urdiales, 1992; Soto-Largo *et al.*, 1996). La intensa actividad agrícola desarrollada en la segunda mitad del siglo XX, transformó totalmente el paisaje de la ribera, reduciendo el número de humedales ligados a la propia dinámica del río (Urdiales, 1992; Soto-Largo *et al.*, 1996). Mientras tanto se creaban nuevos humedales asociados a la expansión de los regadíos, la mayoría sobre antiguas lagunas endorreicas (Soto-Largo *et al.*, 1998; Soto-Largo, 2002).

Hacia 1980 la población en el valle medio del Ebro era de unos 15 machos. A principios de los años noventa, se alcanzó una situación crítica, con una población mínima estimada de dos a tres machos localizados entre Aragón y Navarra (Urdiales, 1992; Sampietro & Pelayo, 1991; Soto-Largo *et al.*, 1996; Soto-Largo *et al.*, 2000); mientras que las poblaciones de La Rioja y del interior de Cataluña (Lérida) se las considera extinguidas (De Juana, 1980; Urdiales, 1992; M. Pomarol, com. pers.).

El importante esfuerzo que se realiza desde 1997 en el seguimiento de la especie en las Comunidades de Aragón y Navarra (datos inéditos; Gobierno de Navarra y Dirección General de Aragón) ha permitido tener controlada una población estable estimada entre 12 y 17 machos territoriales. La principal población (6-9 machos) se encuentra dispersa en pequeños embalses y balsas de la comarca de Cinco Villas (Zaragoza) y Bardenas Reales (Navarra). Otras poblaciones estables se localizan en la laguna de Pitillas (Navarra) y la laguna de Sariñena (Huesca). Otro número importante de humedales presentan datos recientes de la especie, aunque su presencia como reproductores no está confirmada (Soto-Largo *et al.*, 2000; Soto-Largo, 2002).

ECOLOGÍA

En España la población reproductora puede ser considerada como residente, con dispersiones postreproductoras (Bernis, 1966a; Díaz *et al.*, 1996); si bien, durante el invierno se ve incrementada debido a los movimientos migratorios de aves del norte de Europa.

Durante la reproducción el Avetoro Común está restringido a carrizales extensos desarrollados en zonas húmedas de agua dulce o poco salobre, evitando zonas con niveles fluctuantes y aguas demasiado ácidas o saladas (Cramp & Simmons, 1977; Voisin, 1991; véase Tyler, 1994b y Tyler *et al.*, 1998 para detalles de las características del hábitat en el Reino Unido, donde se dispone de abundante información). Fuera del periodo reproductor es menos exigente con sus requerimientos, pudiéndose encontrar en arrozales, ríos, embalses poco vegetados, piscifactorías, prados húmedos y balsas de las extracciones de áridos; mientras que en inviernos severos puede utilizar zonas acuáticas sin vegetación e incluso en áreas suburbanas (Del Hoyo *et al.*, 1992).

En España la mayor parte de las localidades de cría conocidas (históricas y actuales) se sitúan por debajo de los 200 m de altitud, aunque existe un número considerable de localidades por encima, llegando hasta los 990 m en la laguna de Gallocanta (Urdiales, 1992). En Navarra la especie está presente en el dominio ombroclimático mesomediterráneo seco y a una altitud media de 340 m.s.n.m. (Soto-Largo *et al.*, 2000).

La vegetación dominante suele estar formada por carrizo (*Phragmites* sp.), mezclado en mayor o menor proporción con otros helófitos. En el delta del Ebro, la especie selecciona zonas tranquilas, encharcadas, con *Phragmites*, *Typha*, *Juncus* y *Scirpus* en formaciones bajas y poco densas (Muntaner *et al.*, 1983). En las marismas del Guadalquivir el hábitat que ocupaba está formado por *Typha domingensis*, *Scirpus litoralis* y *S. maritimus*. En La Mancha, el Avetoro Común ocupa zonas dominadas totalmente por *Cladium mariscus* y *Schoenus nigricans* (Urdiales, 1992). En Navarra los humedales están colonizados por series de vegetación higrófila propias de vegas y regadíos y depresiones endorreicas, dominadas por carrizales y cañaverales de las asociaciones *Typha angustifoliae-phragmitetum australis* y *Typha-Scirpetum tabernaemontani*, en contacto con cinturones de ciperáceas y juncáceas (Loidi & Báscones, 1992; Soto-Largo *et al.*, 2000).

El Avetoro Común está considerado como un ave polígama (Cramp & Simmons, 1977; Voisin, 1991), aunque esta estrategia debe ocurrir sólo en zonas de alta densidad. A partir de febrero los machos ocupan sus zonas de reproducción exhibiendo un comportamiento marcadamente territorial que se prolonga hasta finales de la primavera (Cramp & Simmons, 1977).

El tamaño de cada territorio depende de la extensión y densidad de la población reproductora de avetoros (Voisin, 1991). En el valle medio del Ebro (Navarra y Aragón) se tienen localizados machos territoriales en balsas de menos de dos hectáreas (Soto-Largo *et al.*, 1998; Soto-Largo, 2002), que explotan los arrozales y las acequias de los alrededores. Sin embargo, en las Bardenas Reales esta posibilidad no existe, por lo que se supone que se alimenta en el interior de los carrizales (Soto-Largo, 2002). En todo caso, la superficie mínima necesaria está fuertemente relacionada con la disponibilidad de alimentos y la complejidad de hábitats de cada zona (Tyler, 1994b; Newbery *et al.*, 2001) (para más detalles sobre su biología reproductora, requerimientos de hábitat en otras regiones extraibéricas, véase: Cramp & Simmons, 1977; Vosin, 1991; Puglisi & Cima, 1995). En el delta del Ebro ocupa lagunas con superficies entre las 44 y las 815 hectáreas, que incluyen zonas de vegetación emergente y de aguas libres.

Sobre su alimentación, existen pocos datos publicados para España. González *et al.*, (1984) analizan el contenido estomacal de seis ejemplares recolectados por todo el país, encontrando insectos, anfibios y micromamíferos. La importancia del Cangrejo Rojo Americano (*Procambarus clarkii*) en la dieta del Avetoro Común debe ser alta, pudiendo explicar, en parte, la presencia de la especie en los pequeños humedales de ambientes áridos del valle medio del Ebro (Soto-Largo *et al.*, 1998; Soto-Largo, 2002; detalles de la dieta en el Reino Unido en RSPB, 1994; Tyler, 1994b).

AMENAZAS

La disminución de la población española parece haber sido propiciada por una serie de factores negativos, en los que la destrucción del hábitat y la caza jugaron un papel importante al principio (Urdiales, 1992; Fouces, 1995; Soto-Largo *et al.*, 1996; Vicens, 1997). Actualmente, parece que estos factores han perdido protagonismo y es la mala gestión de los humedales la que está originando su disminución o impidiendo su recuperación.

Destrucción del hábitat. (3) Hasta hace pocos años las zonas palustres eran consideradas insalubres y desaprovechadas económicamente. Por ello, desde mediados del siglo XIX hasta principios de los años ochenta se llevó a cabo una fuerte transfor-

mación de éstas en tierras de cultivo, polígonos industriales e infraestructuras turísticas, dando lugar a que hábitats potencialmente favorables para el Avetoro Común desaparecieran (Urdiales, 1992; Fouces, 1995; Soto-Largo *et al.*, 1996; Vicens, 1997). Actualmente todas las zonas húmedas importantes cuentan con algún tipo de figura de protección legal, por lo que este factor ha perdido importancia.

Mala gestión del hábitat. (1) Actualmente, el factor que parece que está siendo más perjudicial para las poblaciones de Avetoro Común es la mala gestión del hábitat o la incapacidad por mantener unas condiciones de hábitat óptimas en muchos humedales españoles. Así, se han registrado importantes disminuciones de la población, o incluso la desaparición temporal, en las zonas en donde se han experimentado sequías o en las que no se ha realizado una gestión eficaz de los niveles de inundación, acompañadas en algunos casos de quemadas incontroladas, o incluso mala gestión ganadera (Bertolero, 1999; Garrido & Urdiales, 2001; Soto-Largo, 2001, 2002; Vicens, 2001; J. Orta, com. pers.; T. Velasco, com. pers.). En la mayor parte de zonas húmedas existe un control del régimen hídrico, de modo que, salvo condiciones de sequía real, los periodos y niveles de inundación están regulados por intereses humanos. Como resultado, la mayor parte de carrizales no están sujetos a un proceso de regeneración natural, de manera que siguen un proceso de sucesión que tienden a hacerse más densos, favoreciendo la colmatación. Este tipo de hábitat no es favorable para el Avetoro Común y por ello requiere la gestión de las masas helófitas, a través de quemadas controladas, siega o pastura de herbívoros.

Se ha demostrado que la población inglesa de Avetoro Común ocupa los humedales que se encuentran en la fase inicial de la sucesión y que una gestión eficaz de reservas diseñadas para favorecer esta especie ha obtenido muy buenos resultados (Tyler *et al.*, 1998). Por otro lado, en Mallorca, mediante el pastoreo de herbívoros se favoreció la recolonización del Avetoro Común en s'Albufera (Vicens, 1997). Por el contrario, en las marismas del Guadalquivir y el Brazo del Este, el exceso de la presión ganadera limita la recolonización (Garrido & Urdiales, 2001b).

Mortalidad no natural (Contaminación). (4) Los contaminantes de la industria y de la agricultura pueden afectar negativamente al hábitat y a las presas potenciales del Avetoro Común, contribuyendo a la disminución de su supervivencia y éxito reproductor (Tyler *et al.*, 1998; véase experiencia en el Reino Unido concentración de contaminantes y su efecto en la especie: Newton *et al.*, 1994). Aunque para España no existen datos directos, durante la década de los setenta la población de Garza Imperial en el delta del Ebro disminuyó espectacularmente y se apuntó a los tratamientos fitosanitarios como su posible causa (Ferrer, 1977). Actualmente, se utilizan tratamientos fitosanitarios con compuestos que presentan una menor persistencia en el medio, si bien algunos como el fenitrotión y las piretrinas son altamente tóxicos (Bayona & Díez, 2001). Tratamientos específicos contra el Cangrejo Rojo Americano podrían resultar perjudiciales, ya que esta especie es una de sus presas principales en muchos humedales (Orta *et al.*, 1998; Soto-Largo *et al.*, 1996; P. Rubio, com. pers.).

Mortalidad no natural (Caza). (2-3) La caza, junto con la recolección de huevos y la captura de pollos de Avetoro Común, debió de ser práctica habitual en algunas localidades de cría en España (Maluquer, 1971; Muntaner *et al.*, 1983; Urdiales, 1992), siendo una de las principales causas de la rarefacción de la especie en la primera mitad de siglo. El Avetoro Común ha sido considerado una presa cinegética de valor gastronómico en muchos luga-

res y ha sido cazado de manera regular hasta hace relativamente pocos años. Incluso, en algunos lugares como el delta del Ebro, había gente que se especializaba en localizar los nidos para hacerse con los pollos, capturándolos con perros adiestrados. Aunque en la actualidad su caza está totalmente prohibida, se sigue teniendo constancia de que algunos ejemplares han sido abatidos hasta en la década de los noventa (Fouces, 1995; Vicens, 1997; Orta *et al.*, 1998; Bertolero, 1999). En el caso particular del delta del Ebro, la prolongación de la caza hasta principios de marzo y su modalidad nocturna son factores negativos que no contribuyen a su recuperación (Bertolero, 1999).

Infraestructuras. (3-4) Otros factores a tener en cuenta, son los tendidos eléctricos que atraviesan zonas húmedas, cuya incidencia está infravalorada por la dificultad de detectar aves muertas en masas de agua o carrizales densos. Day (1981) señala la colisión con tendidos eléctricos como una de las causas de mortalidad del Avetoro Común en Dinamarca. A su vez, en los últimos años se han controlado tres casos de ejemplares atropellados en carreteras contiguas a humedales del valle medio del Ebro (P. Barrachina, com. pers.; E. Castián, com. pers.). Por último, en el Reino Unido se conocen casos de ejemplares enganchados en alambradas de espino (G. Gilbert, com. pers.).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En los años 2000 y 2001 se realizó un censo coordinado y grabaciones de machos en Aragón, en este último año también coordinado con Navarra. Actualmente se encuentra en redacción un documento técnico de valoración de los carrizales de importancia para la conservación del Avetoro Común en Aragón (Soto-Largo, 2000), base para la redacción del futuro Plan de Recuperación. Navarra cuenta con un Plan de Recuperación desde el año 1996, pendiente de aprobación (Soto-Largo *et al.*, 1996) y desde 1997 se realiza un censo anual de la población, así como grabaciones de machos (Soto-Largo, 1998; Pérez-Nievas & Vadillo, 1998; Pérez-Nievas, 1999, 2000, 2001, 2002). Recientemente se han redactado unas directrices de gestión de la fauna y flora silvestre hidrología, en los humedales de importancia para la conservación del Avetoro Común (Soto-Largo, 2001; León, 2001). Hay que lamentar la falta de voluntad en el desarrollo del proyecto LIFE de la Unión Europea-Gobierno de Navarra para la conservación del Avetoro Común, cuyas actuaciones no fueron realizadas.

En Baleares se gestiona el hábitat y se censan anualmente los machos territoriales en el Parc Natural de s'Albufera de Mallorca

(desde 1990). En Cataluña se ha redactado su Plan de Recuperación (Fouces, 1995; pendiente de aprobación); desde 1990 censos anuales de machos territoriales en los parques naturales de Aiguamolls de l'Empordà y del Delta de l'Ebre; y entre 1997 y 2001 seguimiento de la población reproductora, radioseguimiento de pollos, grabación de cantos y determinación de presas potenciales (Proyecto LIFE de la Unión Europea-Generalitat de Cataluña).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Gestión del hábitat (medidas generales). a) Mantener niveles de inundación favorables y evitar desecaciones prolongadas (1); b) crear zonas de rejuvenecimiento del carrizal ya sea por medio de quemadas controladas durante el invierno, pastoreo con grandes herbívoros fuera de la época de cría y/o siega; la quema o siega de una misma zona se realizaría con una periodicidad de 3 a 4 años (2); c) monitorizar la gestión del hábitat realizada y su repercusión en el Avetoro Común, y en otras especies sensibles, nidificantes en los carrizales (2); d) incrementar la superficie de hábitat potencial en el entorno de balsas y lagunas situadas en áreas de regadíos aprovechando las infraestructuras existentes, junto con la aplicación de medidas agroambientales que mejoren la calidad del hábitat (3); e) en grandes humedales evitar la excesiva compartimentación de los hábitats acuáticos debido a canales hormigonados, a fin de preservar las poblaciones de peces e invertebrados acuáticos (4).

Protección. a) En los grandes humedales se recomienda la creación de reservas específicas en las que la gestión del hábitat favorezca su permanencia o recolonización (2); b) creación de ENP y/o aplicación de medidas de gestión específicas en Son Bou (Menorca), l'Albufera de Pollença (Mallorca), Bardenas Reales (Navarra), Cinco Villas (Aragón) (Mejías y Amengual, 2000; Soto-Largo, 2001, 2002) (2).

Seguimiento. a) Establecer una metodología específica de censo para la especie a nivel nacional (1); b) seguimiento de todas las poblaciones reproductoras: el nivel mínimo sería determinar el número de machos territoriales (1); a nivel medio, realizar sonogramas de los machos cantores a fin de individualizarlos (2); a nivel alto, determinación de los parámetros reproductores y radioseguimiento de individuos (4).

Temporada de caza. Finalización de la temporada de caza a finales de enero o exclusión de las zonas de reproducción de los cotos de caza; prohibición de la caza nocturna dentro y en los alrededores de las zonas de cría (1).

Garcilla Cangrejera *Ardeola ralloides*

Casi Amenazado; NT B2ac(iv); c.D1

Autores: Fernando Ibáñez, Diana Pérez-Aranda, Luis García, Mario Giménez, Héctor Garrido y Manuel Máñez

La Garcilla Cangrejera cuenta con una pequeña población de 850-1.100 parejas (2001-2002), que se encuentra en expansión moderada -aún tratándose de una especie que experimenta ciertas fluctuaciones dependiendo de las condiciones ambientales- en las principales áreas de reproducción en el delta del Ebro, albufera de Valencia, El Hondo y Santa Pola (Alicante) y las marismas del Guadalquivir, aunque el número total de localidades de reproducción, incluyendo otros

sitios de colonización reciente (con muy pocas parejas) es superior a diez. Por lo tanto, la especie califica como Casi Amenazada por su pequeño número de localidades de cría y sus grandes fluctuaciones poblacionales.

DISTRIBUCIÓN

Como reproductora, presente principalmente en Europa (países mediterráneos) y norte (Marruecos, Argelia y Túnez) y este de África (también Madagascar) y en la región del Cáucaso, alrededores del mar Negro, Caspio y Aral (hasta Asia central) (Snow & Perrins, 1998).

España. Estival, aunque con invernada en el sur peninsular. Las principales colonias se encuentran en el delta del Ebro, marismas del Guadalquivir, albufera de Valencia, y El Hondo y Santa Pola (ambas en Alicante). Además de éstas, aparecen puntos de reproducción salpicados por la Península, aunque de importancia mucho menor, como las Tablas de Daimiel (Ciudad Real) y cuadrículas aisladas en las provincias de (de norte a sur y este a oeste): Huesca, Barcelona, Girona, Zaragoza (una cuadrícula anterior a 1998), Salamanca, Madrid, Cáceres y Badajoz, Córdoba, Murcia, Cádiz, Granada y Almería. En Baleares sólo en Mallorca (S'Albufera, donde ha colonizado desde 1997) (Mejías García & Amengual Ramis, 2000). Su cuartel principal de invernada se encuentra en el África subsahariana.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Europa cuenta con una población de entre 14.000-24.000 pp., encontrándose la mayor proporción de las mismas en Rumanía, Rusia y Turquía (BirdLife International/EBCC, 2000). La población española no parece candidata a beneficiarse de un posible efecto rescate de poblaciones vecinas. Por una parte, las más alejadas (con menor probabilidad de mantener relación con nuestro territorio) se encuentran en marcado declive (Tucker & Heath, 1994; BirdLife International/EBCC, 2000), mientras que la más próxima, la francesa, tan sólo contaba con 127 pp. en 1994, fluctuando y con crecimiento limitado debido a la pérdida de hábitat favorable (Kayser & Hafner, 1999).

España. Fernández-Cruz & Campos (1997) apuntan que en nuestro país nunca debió ser una especie abundante y comentan una disminución poblacional hasta la década de los años ochenta, cuando hubo tan sólo unas 200 pp. reproductoras (citan a Fernández-Alcázar & Fernández-Cruz, 1991). Purroy *et al.* (1997) estiman una población total entre 380-822 pp. en clara recuperación a lo largo de las décadas anteriores. Fernández-Cruz & Campos (1997) apuntan una población posible cercana a las 1.200 pp. aunque con un claro carácter fluctuante dependiendo de las condiciones hídricas. En la actualidad (2000-2002), teniendo en cuenta las estimas más recientes en los principales núcleos reproductores (véase a continuación), la población fluctuaría entre 850-1.100 pp., aunque seguramente en años desfavorables, quizás el total de parejas puede ser inferior al mínimo indicado.

Andalucía. Garrido & Urdiales (2001a) estiman una población de unas 450 pp. en 1990 que descienden a 20-30 pp. al final del ciclo de sequía de 1991/92-1994/95. Tras esos años, la pobla-

ción comienza a recuperarse en las marismas del Guadalquivir, siendo las estimas bastante similares entre 1996 y 2001 (EBD-PND, 1998-2002), oscilando el número de parejas entre 100 y 180 según los años (130-180 pp. en 1996; 150-170 en 1997; 115-120 en 1998 y 100-110 pp. en 1999; 123-137 en 2000; 120-140 en 2001), mientras que en 2002 experimenta un cierto incremento, estimándose entre 283 y 303 pp.

Comunidad Valenciana. Las localidades más importantes de cría se encuentran en la albufera de Valencia con una población fluctuante entre 30-280 pp. (1988-2000) (SEO/BirdLife, 2000). Las otras dos localidades más relevantes se encuentran en Alicante: salinas de Santa Pola, con una población muy fluctuante (no supera 30 pp., p.ej.: 1994 y 1997) (SEO/BirdLife, 2000). El Hondo es la otra localidad importante, con una población en incremento (aunque con fluctuaciones) que en 2000 alcanzaba 40 pp. (SEO/BirdLife, 2000). En conjunto, la población en esta comunidad se puede considerar fluctuante entre 100-300 pp. (SEO/BirdLife, 2000).

Cataluña. El número de cuadrículas reproductoras se ha duplicado desde el atlas anterior de Muntaner *et al.*, (1983), demostrando que se encuentra en expansión, con una población notable estimada entre 480-500 pp. (J. Estrada/ICO, *in litt.*). La mayoría en el delta del Ebro.

Castilla-La Mancha. Se consideraba anteriormente de presencia excepcional, pero con el incremento en el conjunto español, se ha hecho reproductor estable (Tablas de Daimiel), aunque con muy pocas parejas (cuatro en 1998) (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). Numerosas citas se van acumulando en época de reproducción en otros humedales de la provincia de Ciudad Real (Torralvo Moreno, 2002). En Albacete, las primeras citas son de 1998 (Cañizares Mata & Cañizares Mata, 2001).

ECOLOGÍA

Estival (desde finales de abril), aunque también se da invernada en nuestro país. Sus cuarteles de invierno se encuentran en el África subsahariana. La cría es algo tardía (abril-agosto); en años buenos una pareja puede sacar 3-4 pollos. En las inmediaciones de las colonias necesita aguas someras ricas en pequeños invertebrados acuáticos. Las colonias son generalmente mixtas con otras ardeidas y pueden situarse en arboledas o vegetación palustre (Garrido & Urdiales, 2001a; obs. pers.).

AMENAZAS

- Predación, sobre todo en años que el agua próxima a las colonias se seca antes de concluir la reproducción (p.ej. jabalí).
- Pérdida de hábitat favorable por fuego, siega, sobrepastoreo, contaminación de las aguas, y en consecuencia de la cantidad y calidad de sus especies presa.
- Destrucción de humedales.

Cigüeña Negra

Ciconia nigra

Vulnerable; VU D1

Autores: Luis Santiago Cano Alonso y José Manuel Hernández García

La Cigüeña Negra cuenta con una pequeña población reproductora de 322 parejas seguras distribuidas por el sector centro y sur occidental de la península Ibérica que ha incrementado su población desde el censo nacional de 1987 (especialmente perceptible en el borde del área de distribución). Su núcleo principal de nidificación se considera, sin embargo estable. Parte del aumento que reflejan las cifras, corresponde, en realidad a un mejor seguimiento de la especie en determinadas provincias y no tanto a un verdadero incremento poblacional. La alteración del hábitat de alimentación y nidificación, la contaminación de las aguas continentales y las molestias humanas, suponen las principales amenazas para la especie. La reducida población, y el aparente aislamiento reproductivo con otras poblaciones europeas, justifican que la Cigüeña Negra califique como Vulnerable. La aprobación y aplicación de los preceptivos planes de recuperación varios falta todavía en Andalucía, Extremadura y Madrid.

Es necesario en general realizar un mayor esfuerzo de seguimiento para poder conocer con mayor detalle la evolución de sus efectivos.

DISTRIBUCIÓN

Especie monotípica con tres poblaciones aparentemente disyuntas. En Europa, desde la península Ibérica hasta los países del este, población en su gran mayoría migradora que inverna en el África subsahariana (Bobek *et al.*, 2001) y Medio Oriente (van den Bossche, 2001). Una segunda población asiática, mucho menos conocida (Strazds, 2001), y una tercera en África austral, supuestamente aislada ya que no alcanza en sus migraciones australes las latitudes de invernada de la población europea (Cannell *et al.*, 1996).

España. Cría en Andalucía (Córdoba, Huelva, Jaén y Sevilla), Castilla-La Mancha (Ciudad Real y Toledo), Castilla y León (Ávila, Segovia, Salamanca y Zamora), Extremadura (Cáceres y Badajoz) y Madrid. Durante el periodo migratorio (fundamentalmente entre febrero-abril y agosto-octubre), las observaciones de la especie se amplía a toda la península Ibérica, fundamentalmente en su mitad oriental, y especialmente durante el paso otoñal (Madroño *et al.* 1992). Se trata mayoritariamente de individuos procedentes de Europa occidental cuya ruta migratoria atraviesa el estrecho de Gibraltar. Existen varias zonas de invernada en España; Doñana y su entorno se conoce desde la década de 1980 (Máñez & Garrido, 1996; Máñez, 2001c), determinados embalses en Extremadura, entre los que destaca el de Orellana (Parejo *et al.*, 1996), y el valle del río Tíetar (Toledo-Ávila-Cáceres) (San Segundo, 1992).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población europea se estima en 6.300-9.600 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000), y ha recolonizado progresivamente en las últimas décadas áreas de centro-Europa, muy probablemente a partir de las poblaciones de Polonia, Lituania, Letonia y Estonia (Strazds *et al.*, 1996) que actualmente se encuentran en alarmante disminución (Sellis, 2000; Strazds, 2001), debido a la in-

tensa explotación forestal en las últimas décadas, considerándose altamente probable que el aumento en centro-Europa esté favorecido por un progresivo desplazamiento de la población del este de Europa (Strazds, 2001).

España. La población española representa aproximadamente el 5% de la población europea. La actual población nidificante conocida es de 387 pp. (322 reproductoras seguras y 65 posibles), aunque la población reproductora debe ser mayor. Esa cifra de parejas seguras aumentaría con una mejor prospección en zonas donde el seguimiento es deficiente o en medios de difícil localización como las dehesas de alcornoques del cuadrante suroccidental peninsular y los extensos pinares del Sistema Central. Dada su estrecha relación con estos medios, debe existir una fracción desconocida de parejas reproductoras aún no localizadas.

De la situación actual/reciente, Extremadura es el núcleo más importante de España (173 pp.: 54%), seguido (en orden de importancia) de: Castilla y León (61 pp.: 19%), Andalucía (52 pp.: 16%), Castilla-La Mancha (24 pp.: 7%) y Madrid (12 pp.: 4%).

A escala nacional no se dispone de datos fiables antes del censo nacional de 1987 (González, 1987) que, a pesar de no ser completo (Parra, 1988; Sánchez *et al.*, 1993), estima la población nidificante en 175 pp. (130 seguras y 45 posibles). A principios de la década de 1990 se comprobó mediante continuados seguimientos autonómicos que la cifra real era significativamente mayor, y se estimó en 250 pp. (San Segundo, 1992), que se eleva hasta 300 pp. a mediados de esa misma década (Heredia & Soto-Largo, 1996). Este aumento en las estimas fue debido, principalmente, a una mejor prospección del territorio, aunque también se ha podido comprobar en algunas áreas del límite de distribución de la especie en España, donde se realizan censos regulares, que se ha producido una paulatina colonización hacia el centro-este y norte de la península Ibérica, tendencia que también se manifiesta hacia el oeste peninsular, en territorio portugués (Rosa *et al.*, 2001). Con las cautelas necesarias debido a la ausencia de información de precisión, a escala nacional, se puede hablar de un incremento moderado, con zonas de estabilidad y zonas de incremento moderado en el periodo de comparación entre 1987 y 1999-2002 (periodo que tan sólo representa entre 1,3 y 1,9 generaciones, estimándose la generación en unos ocho años).

Andalucía. En los años ochenta estaba distribuida a lo largo de las estribaciones de Sierra Morena, ocupando zonas de bosque

mediterráneo (especialmente alcornoques), áreas repobladas con coníferas, minas abandonadas, y el entorno de determinados embalses. El seguimiento de la población andaluza durante la década de los noventa no ha sido continuo, lo que impide valorar la tendencia y tamaño poblacional. La comparación de los datos antiguos con los más recientes, sugieren un aumento de la población, aunque parte del mismo, en realidad se debe a una mejor prospección (Máñez, 2001c). La mayor parte de la población conocida sigue encontrándose en el bosque mediterráneo denso de las estribaciones de Sierra Morena en Córdoba, Huelva, Jaén y sierra norte de Sevilla, no localizándose parejas reproductoras en áreas de litoral. Sin embargo, durante el periodo invernal, los arrozales del bajo Guadalquivir se convierten en importantes enclaves de acogida para la especie (Parkes *et al.*, 2001).

Castilla-La Mancha. La población reproductora castellano-manchega se concentra en las provincias de Ciudad Real y Toledo. El seguimiento de la especie ha sido desigual en ambas provincias, lo que arroja tendencias diferentes. En Ciudad Real ha habido un seguimiento continuo desde mediados de los noventa, lo que ha permitido cifrar en 14 las parejas seguras en 2001 (Hernández, 2000 y 2001), considerándose como una población estable. La mayor densidad se encuentra en el sector suroccidental de la provincia, siendo escasa en los Montes de Toledo. Los datos de la población en la provincia de Toledo fluctúan debido a la discontinuidad de los censos y métodos empleados, más que a una fluctuación real de la población. En 1992 se conocían 8 pp. seguras (GesNatura, 1992), 4 pp. en 1996 (Castaño & Hernández, 1996), y 10 pp. en 1999 (GesNatura, 1999). En Toledo la mayor densidad se encuentra en las fosas de los valles del Tajo y Tiétar, siendo al igual que en Ciudad Real, testimonial la presencia de la especie en los Montes de Toledo.

Castilla y León. Se ha observado una tendencia a la estabilización de las parejas reproductoras a lo largo de la última década en Ávila (7-10) y Segovia (1-3) (Boscaje, 2000 y 2001), al igual que en Salamanca durante los últimos años (34 pp. seguras, datos recogidos por los agentes forestales coordinados por la Sección de Espacios Naturales y Especies Protegidas de Salamanca), y a un progresivo aumento de las reproductoras en Zamora, ampliando su área de distribución por el norte siguiendo el eje del Duero hasta alcanzar áreas como Sanabria (JCL, 2000). La Cigüeña Negra en Ávila y Segovia se encuentra ligada a amplios pinares de las cuencas del Alberche, Tiétar y Voltoya, mientras que en Salamanca y Zamora está asociada a dehesas de alcornoques y pinares, y especialmente a afloramientos rocosos en la cuenca del Duero.

Extremadura. Se encuentra el núcleo poblacional más importante de la especie en España. Su evolución durante la década de los noventa se tiene que tomar con cautela ya que se han seguido criterios diferentes para considerar las parejas existentes. Su población, cifrada en 101 pp. estimadas en el censo nacional de 1987 (González, 1987), es elevada a 145 pp. estimadas un año después (Ferrero *et al.*, 1990), cifra que aumenta a principios de los noventa a 166 pp. seguras, incremento atribuido a una exhaustiva prospección del territorio (Sánchez *et al.*, 1993), hasta llegar a 219 pp. reproductoras (195 pp. seguras) en 1995 (Sánchez *et al.*, 1996). A partir de 1998, con nuevos criterios para establecer categorías de censo, se contabilizaron 188 pp. (177 pp. seguras, DGMA/Junta de Extremadura, 1998), cifra que se ha mantenido estable en las últimas cuatro temporadas (173 pp. seguras en 2002) (DGMA/Junta de Extremadura). El núcleo poblacional de Cigüeña Negra extremeño más importante se ubica en el sector central dominado por la cuenca del Tajo y sierras centrales, segui-

do de las cuencas de los ríos Tiétar y Alagón en Cáceres, albergando un número menor de parejas la cuenca extremeña del Guadiana, sierras orientales de Badajoz y estribaciones de Sierra Morena (Sánchez *et al.*, 1993).

Madrid. La especie ha pasado de no ser citada como nidificante en el censo nacional de 1987 a conocerse 12 pp. en el año 2000 (GesNatura, 2000, Fernández *et al.*, 2001). La aparición de la especie en la Comunidad probablemente se debió al asentamiento de individuos procedentes del oeste peninsular. El incremento poblacional no se considera que es debido exclusivamente a una mejor prospección de las zonas, sino que se sabe que ha habido reclutamiento de individuos nacidos en la propia Comunidad, y a una colonización de nuevas áreas de reproducción. En la actualidad, durante la época de reproducción está presente en todas las principales cuencas fluviales de Madrid. Aunque no alcanza el 4% de la población total española, se considera que tiene una gran importancia como población fuente para la colonización y aumento de su área de distribución.

ECOLOGÍA

Nidifica fundamentalmente en áreas boscosas, cantiles fluviales y roquedos de sierra (Ferrero & Román, 1990; Pizarro & Ferrero, 1999), más o menos próximas a zonas húmedas. Las dehesas de alcornoque son el medio forestal al que está más íntimamente ligada en amplias zonas de nidificación en Extremadura (Ferrero & Román, 1990), Andalucía (Barroso & Parra, 1996), Castilla-La Mancha y Salamanca. En Ávila, Segovia y Madrid los pinares son el medio forestal preferentemente ocupado. No obstante, más del 60% de las parejas conocidas crían en rocas (Pizarro & Ferrero, 1999), especialmente en áreas como los Arribes del Duero (Salamanca-Zamora), la cuenca del Tajo en Extremadura, la comarca de "La Siberia" extremeña (Ferrero & Román, 1990; Gragera, 1993) y la porción suroccidental de Ciudad Real (J. M. Hernández, datos propios), si bien en todas las CC.AA. existen parejas rupícolas.

Se han demostrado tendencias filopátricas y de fidelidad (base de datos del Equipo de Seguimiento Proc. Nat. EBD; Ferrero *et al.*, 1996; L. S. Cano; E. Soto-Largo, com. pers.), lo que apoyaría la idea del aislamiento genético de la población ibérica. Las tasas de vuelo oscilan entre 2,55 pollos/pareja en Cáceres y 2,76 en Badajoz (Sánchez *et al.*, 1994), 2,7 en Castilla y León (San Segundo, 1996) y 2,98 en Madrid (en el periodo 1992-2000) (Fernández *et al.*, 2001).

Una vez concluida la cría se concentran en pequeños grupos locales (Ferrero *et al.*, 1996), a los que se unen, y sustituyen progresivamente, efectivos migrantes de Europa occidental, lo que puede alargar el paso posnupcial por la Península hasta finales de octubre (San Segundo, 1992). Se han podido observar o recuperar anillas de cigüeñas negras nacidas en la península Ibérica en países africanos como Burkina Faso, Guinea Conarkry, Malí, Senegal, Mauritania o Ghana (Ferrero *et al.*, 1996; J. J. Ferrero, com. pers.; S. Thara, com. pers.). Los individuos que invernan en España corresponden tanto a individuos nacidos en la Península, como individuos procedentes de Europa occidental que no llegan a pasar el estrecho de Gibraltar (Ferrero *et al.*, 1996; Parkes *et al.*, 2001). Por último, existen ciertas áreas de España a nivel local donde se considera la población como residente (Cramp, 1977; L. S. Cano), al parecer, formada mayoritariamente por individuos adultos,

que encontrarían claras ventajas reproductivas con este comportamiento frente a los individuos migratorios (Parejo *et al.*, 1996).

AMENAZAS

Alteración del hábitat. (1) En áreas de nidificación afectadas por planes de infraestructuras y presión urbanística (especialmente en Madrid). El Plan Hidrológico Nacional puede tener especial incidencia, al afectar además a zonas de alimentación, sobre los núcleos principales de reproducción de la especie en Ciudad Real (J. M. Hernández), Ávila y Toledo (valle del Tíetar) (L.S. Cano), y aumentando las molestias a la ya afectada población hispano-lusa del río Guadiana (Pizarro & Ferrero, 1999).

Contaminación. (1) La contaminación del río Tíetar (Toledo-Ávila) (E. Soto-Largo, com. pers.), el río Cabra, Ciudad Real (J. M. Hernández), o varias zonas en Madrid (GesNatura-ETI, 1997), son ejemplos de otra amenaza importante en zonas de alimentación.

Molestias humanas. (1) La Cigüeña Negra es muy sensible a las molestias humanas, aunque localmente muestra cierta tolerancia como en la comunidad de Madrid (L. S. Cano); *Gestión forestal* las actividades forestales mal planificadas durante el periodo de reproducción son una de las causas más habituales de fracaso reproductivo (descorche, poda y desbroce de matorral en el cuadrante suroccidental, y limpieza del monte en primavera en Ávila, Segovia o Madrid); *Navegación* tránsito de embarcaciones en ríos y embalses, especialmente en los Arribes del Duero y en Extremadura, donde sólo existen nidos en los tramos fluviales no navegables o donde la navegación está regulada (p.ej., Extremadura); *Actividades recreativas* bañistas en áreas de concentración posnupcial, escaladores, y especialmente pescadores, son colectivos que producen molestias más o menos intensas.

Colisión y electrocución. (4) Se han citado además la colisión y electrocución con tendidos eléctricos, además de colisión con vallados (incl. cinegéticos).

Otros. (4) Los incendios forestales o la muerte por disparo, con numerosos ejemplares abatidos en las marismas del Guadalquivir (Bobek, 2000) (la mayor parte han tenido lugar durante la media veda) (4). También se ha señalado la usurpación de nidos por otras especies (P. Chiscano; J. Prieta; J. J. Ferrero), sin embargo, se tiene constancia que en estos casos, las parejas afectadas generalmente construyen nidos alternativos, sin que la situación lleve a suponer un serio problema.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Sólo Castilla y León tiene aprobado desde hace algunos años un Plan de Recuperación, y Castilla-La Mancha está en trámite final para su aprobación. El seguimiento y estudio de la especie en su conjunto es insuficiente, como prueba, la ausencia de planes de recuperación en el resto de CC.AA., la imposibilidad de poder facilitar datos precisos de tendencias, así como la evolución de los parámetros reproductivos en los últimos años.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Aprobación con rango legal. (2) De planes de recuperación (dotándolos de presupuesto necesario para llevar a cabo las acciones propuestas).

Protección y gestión forestal adecuada de todos los lugares de cría y la puesta en marcha de medidas de gestión forestal adecuada que coordine las actuaciones forestales (1) (descorche, desbroce de matorral, limpieza de monte, entresaca, poda) fuera de la época de nidificación. Asimismo, se debe proteger convenientemente las áreas críticas de migración e invernada, y hacer un seguimiento efectivo durante la veda (2).

Incentivos fiscales. (2) Para los propietarios de fincas donde existen parejas reproductoras y que se pueda demostrar una gestión compatible con la Cigüeña Negra. Estas medidas, deben ser adecuadas para compensar posibles pérdidas (adecuadamente documentadas) de renta motivada por este tipo de gestión compatible.

Restricción de tránsito. (2,5) Se hace necesario regular el acceso público en zonas especialmente concurridas (escaladores, pescadores, bañistas), mediante acotados de pesca y barreras en caminos forestales tal como se está haciendo actualmente en algunas comunidades con resultado positivo.

Valoración de impactos. (1) Es fundamental valorar adecuadamente los impactos ambientales que producirán numerosos proyectos de infraestructuras futuros (que pudieran afectar gravemente a la especie).

Saneamiento de las aguas. (2) En determinados cauces es importante para la supervivencia de la especie.

Seguimiento de la población. (2,5) Sería necesario continuar con el seguimiento anual de las poblaciones, incluyendo un censo de las parejas reproductoras y el seguimiento de los parámetros reproductivos básicos, con especial esfuerzo en aquellas áreas donde todavía no se cuenta con suficiente información sobre su situación.

Morito común *Plegadis falcinellus*

Vulnerable; VU D1+2

Autores: Jordi Figuerola, Manuel Mániz, Fernando Ibáñez, Luis García y Héctor Garrido

El Morito Común tiene un tamaño poblacional estimado entre 250 y 1.000 individuos maduros, y se reproduce en menos de cinco localidades, habitualmente sólo en dos, por lo que, la población española es muy susceptible al efecto de actividades humanas (fundamentalmente contaminación producida fuera de las zonas de cría) o eventos estocásticos en un periodo de tiempo muy pequeño. Todo ello es posible a pesar de presentar un fuerte crecimiento poblacional en Doñana en los últimos años, y de encontrarse sus colonias de cría en espacios naturales protegidos. Se considera posible la llegada de ejemplares de otras partes de Europa debido a la tendencia negativa en regiones vecinas. Ello pudiera ejercer cierto efecto rescate sobre nuestras poblaciones, fenómeno, que de tener lugar en el presente, no parece que pueda prolongarse a medio y largo plazo, de ahí que no se modifica la categoría resultante. Por todo ello, el Morito Común califica como una especie Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

El Morito Común es una especie cosmopolita, de amplia distribución (Hancock *et al.*, 1992), aunque con una distribución muy fragmentada. Se reproduce habitualmente en el sur y este de Europa, África y Madagascar, centro y sur de Asia, Filipinas, Indonesia, Nueva Guinea y Australia, así como en el este de EE.UU y Canadá e islas del Caribe (Cramp & Simmons, 1977; Del Hoyo *et al.*, 1992). Las poblaciones de cierta entidad más cercanas a las españolas se localizan en el este de Europa (Rusia, Ucrania, Rumanía y Bulgaria) y Turquía (Munteanu, 1997).

En países más cercanos, la especie ha criado entre 1973 y 1990 de manera ocasional y en bajo número en diversas localidades italianas, incluida Cerdeña (Brichetti, 1992), mientras que en el sur de Francia se han reproducido una pareja en 1988 (Heinzel & Martinols, 1988), tres en 1991 (Pineau *et al.*, 1992), cuatro en 1996 (Kaiser *et al.*, 1996), y dos en 1997 (European Bird Report, 2000). Por su parte, en 1994 se detectaron al menos 13 pp. con pollos en los nidos en el estuario del Oued Massa, lo que constituye la primera cita para el siglo XX en Marruecos (European News, 1995).

La población europea (incluyendo la de Turquía) se situaría entre las 14.319 y las 18.459 pp., concentrada en un porcentaje cercano al 99% al oeste y norte del mar Negro y alrededor del Caspio (Munteanu, 1997), con unas tendencias poblacionales negativas debido a la destrucción de hábitat, contaminación, molestias humanas y caza (Tucker & Heath, 1994; Munteanu, 1997). En el resto del Mundo se encuentra en expansión en algunas zonas, como en América y Sudáfrica, mientras que está disminuyendo en Madagascar (Del Hoyo *et al.*, 1992).

España. Se sabe que esta especie ha anidado en el área de Doñana desde 1770 (Granados, 1987) hasta principios del siglo XX, cuando fue exterminado como reproductor habitual (Valverde, 1960). Posteriormente, se han dado tres registros aislados de colonias en las marismas del Guadalquivir, entre 1930-35 (Valverde, 1960), 1940-42 y en 1958 (Castroviejo, 1993). No se registran nuevos datos de cría en España hasta 1993, cuando intentan la cría dos parejas en la albufera de Valencia (Dies & Dies, 1997). Desde 1996, cuando se instala por primera vez en Doñana y el delta del Ebro, el Morito ha criado todos los años en ambos encla-

ves, además de hacerlo esporádicamente en localidades alicantinas.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

En el primer catálogo de las aves de Doñana, fechado en 1765, en el que fray Enrique Pérez incluye 44 especies que considera no comunes en el resto de España y sus lugares de cría, cita al Morito como “pájaro de entrada”, no especificando su estatus de cría, como hace con el resto de las especies (Granados, 1987). Pero ya en 1770 aparece en la relación de aves que nidificaban en la colonia de la laguna de santa Olalla, y su cría parece ser habitual en dicho enclave hasta 1909 (Valverde, 1960). Posteriormente, se constató un intento de reproducción en el caño de La Madre durante los años treinta, de resultado incierto (Valverde, 1960), otro exitoso en el caño de Guadiamar entre 1940-42, y un tercero de resultado desconocido en marisma baja fechado en 1958 (Castroviejo, 1993).

En 1993 y 1994 se registra la cría de un número muy limitado de parejas, dos y una respectivamente, en la albufera de Valencia, donde posteriormente no vuelven a reproducirse (Dies & Dies, 1997; EOA, 2000). En 1996 se establecen pequeños núcleos reproductores en Doñana (7 pp.) y delta del Ebro (4 pp.), que se han ido consolidando a lo largo de los años. En el delta del Ebro la población reproductora se ha incrementado hasta unas 21 pp. en 2001. Es sin embargo la colonia de Doñana la que ha presentado un crecimiento más espectacular (sin tener en cuenta el año 1999, de fuerte sequía en la zona), ya que concentra más del 90% de la población reproductora española en el año 2001, con 195-199 pp. (y entre 370 y 400 pp. en 2002) (Equipo de Seguimiento de la EBD, datos inéditos). Además, el número de pollos que vuelan por nido en esta colonia siempre, salvo en 1999, ha sido superior a las cifras citadas en la bibliografía (ver Miller & Burger, 1978 y Lowe, 1983). Por otra parte, en Alicante se reprodujo por primera vez en 1997, y posteriormente también en 1998 y 2000, pero nunca se han superado las 5 pp. (EOA, 2000). La tendencia global en España es de un fuerte crecimiento poblacional.

ECOLOGÍA

Es una especie colonial, aunque su fidelidad a las colonias de cría es baja (Munteanu, 1997). Suele nidificar asociado a otras especies, fundamentalmente Ciconiformes y Cormorán Pigmeo (*Phalacrocorax pygmeus*). En Doñana se ha asentado en una colonia de Garza Imperial, donde también cría el Avetorillo Común. En 1996 también se instalaron la Garcilla Cangejera. Posteriormente se han integrado en la colonia Martinete Común, Garcilla Bueyera y Garceta Común. La población reproductora de Morito siempre se ha concentrado en esta localidad, salvo en 1999, año de escasas precipitaciones, en el que en fechas tardías se instalaron un escaso número de parejas en otro lugar más cercano a los arrozales.

Las colonias españolas se localizan en comunidades de *Typha*, *Phragmites* y *Arthrocnemum*, aunque en la laguna de Santa Olalla criaron sobre *Tamarix* y los casos de cría de mediados del siglo XX en las Marismas fueron sobre bayunco (*Scirpus litoralis*), hábitat en el que también realizaron la puesta dos parejas en 1998. En otras localidades nidifica en árboles y gran diversidad de substratos (Davis & Kricher, 2000). La llegada a las colonias se realiza de forma masiva a principios de abril, aunque ya se ven individuos por la colonia desde principios de diciembre. El periodo de puesta es muy extenso, abarcando desde principios de abril a mediados de julio. La mayoría de los pollos vuelan a mediados de junio, aunque el periodo de nidificación puede extenderse hasta mediados de agosto.

Migratorio y dispersivo, frecuentemente nomádico (Cramp & Simmons, 1977). En las marismas del Guadalquivir buena parte de la población marcada local se observa durante el invierno, época en la que forma dormideros, bien monoespecíficos o en compañía de Garcilla Bueyera y Garceta Común. Y otra parte de la población se desplaza a otras localidades del norte de África (17 individuos marcados en Doñana han sido observados en la costa atlántica de Marruecos, y uno fue cazado en Argelia cerca de la costa mediterránea). Sólo se tiene noticia de un ejemplar anillado en Doñana avistado más al norte, concretamente en el delta del Ebro en primer lugar, para detectarse posteriormente en el sur de Francia, y después volverse a registrar en el delta mencionado.

Por su parte, tres ejemplares marcados de pollos en el delta del Ebro se han visto posteriormente en el sur de Francia, y uno en el norte de Italia (A. Martínez Vilalta, *in litt.*). Por otra parte, se han registrado dos recuperaciones en Italia y una en Argelia de ejemplares nacidos en el delta del río Dnestr (Ucrania, mar Negro), población que inverna en África occidental (Schogolev, 1996). Todo ello sugiere posibles contactos entre las poblaciones del este europeo y la española.

Hasta la fecha no se disponía de información detallada sobre la edad de madurez sexual. Un estudio concluyó que la madurez sexual se alcanzaba a los tres años (Byrd, 1978), mientras en otras algunas aves empezaban a reproducirse con un año de edad (Miller & Burger, 1978). No obstante, los datos extraídos de las observaciones realizadas en la colonia de las Marismas, aunque pendientes de un análisis exhaustivo, apuntan a que un buen porcentaje pueden reproducirse antes de cumplir su primer año de vida, ya que de 144 pollos anillados con anilla de lectura a distancia en 2000, se observaron 51 en la colonia de cría en 2001, y otros 29 se controlaron cebando pollos de dicho año, lo que supone que un 55% de los individuos que se pueden controlar han sido vistos en la colonia de cría durante el periodo reproductor del año siguiente a su na-

cimiento, y al menos un 20% están implicados en tareas relacionadas con la reproducción.

La dieta se basa en larvas y adultos de insectos (Cramp & Simmons, 1977; Davis & Kricher, 2000). En las marismas del Guadalquivir, la base de la dieta durante el periodo reproductor incluye coleópteros y larvas de odonatos, carpas y gallipatos (M. Macías y A. J. Green, datos inéditos). Según la bibliografía se alimenta en zonas con niveles bajos de agua dulce, principalmente arrozales (Acosta *et al.*, 1996).

AMENAZAS

Concentración de la población reproductora. (1) La concentración del 90% de la población reproductora en una única localidad constituye una importante amenaza para la conservación de esta especie en Doñana, ya que la hace totalmente sensible a factores de tipo local (tanto climáticos como antrópicos). Esto queda claramente ilustrado por la fuerte caída en la población reproductora española que se produjo en 1999 (de 83-93 pp. en 1998 a 14 en 1999), al no instalarse la colonia marismeña en el eneal de la FAO (Parque Nacional de Doñana), debido a la falta de zonas inundadas con agua dulce, tanto para nidificar como para alimentarse.

Alteración del hábitat. (1) Debido a cambios en la política agrícola europea, se prevé una reducción de las ayudas al cultivo del arroz, por lo que los campos de dicho cereal pueden dedicarse a otros cultivos realizados en seco (tipo algodón), lo que puede reducir en buena medida las zonas de alimentación, tanto durante la temporada de cría como fuera de ella, sobre todo en años de escasa o medianas precipitaciones en las marismas del Guadalquivir.

Contaminación. (2) La principal colonia de cría en España se encuentra a menos de 10 km. de la zona afectada por el vertido tóxico de Aznalcóllar. En 1998, el 100% de los pollos presentaron niveles altos de contaminación por cadmio (Benito *et al.*, 1999), aunque se desconocen los efectos reales del vertido sobre la especie. También se desconoce los efectos de los productos fitosanitarios utilizados en el cultivo del arroz, pero se han registrado casos de intoxicación por biocidas en Estados Unidos (Davis & Kricher, 2000).

Falta de zonas de nidificación y alimentación. (2) La desecación y la bajada de niveles freáticos en la mayoría de los humedales españoles durante el siglo XX ha representado una fuerte reducción del hábitat disponible, tanto para la alimentación como para la reproducción, de ésta y otras muchas aves acuáticas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

- En Doñana se está manteniendo el nivel y la calidad del agua en los lucios de la FAO por medio del aporte de agua de pozo (Parque Nacional de Doñana) y se está llevando un seguimiento de la evolución, productividad y marcaje de los pollos (Equipo de Seguimiento de la EBD).
- En la Illa de Buda (Delta de l'Ebre) se está utilizando ganadería de baja intensidad en arrozales abandonados, para mantener marismas inundadas con zonas de aguas abiertas (Generalitat de Cataluña).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Gestión de las zonas de nidificación y alimentación, asegurando el mantenimiento de unos niveles de inundación y densidad de la vegetación adecuados para la especie (1). El mantenimiento de los niveles de inundación en las colonias puede ser poco efectivo si no se asegura la existencia de zonas de agua dulce para la alimentación de la especie.
- Estudio de la ecología de la especie (parámetros demográficos de las colonias, selección de hábitat, dieta y factores de morta-

lidad), con el fin de poder definir medidas de conservación eficaces (1).

- Favorecer la formación de nuevos núcleos reproductores, protegiendo de forma eficaz y gestionando hábitats adecuados para la especie en localidades donde ha criado de forma ocasional o se registra su presencia regularmente (p. ej. Brazo del Este en Sevilla o Aiguamolls de l'Empordá en Girona) (2).
- Limitación de las actividades cinegéticas en aquellas localidades donde la caza ilegal pueda estar incidiendo negativamente sobre la especie (p. ej. El Hondo y Santa Pola) (2).

Espátula Común *Platalea leucorodia*

Vulnerable¹; VU D2

Autores: Claudine de le Court, Manuel Máñez, Luis García, Héctor Garrido y Fernando Ibáñez

Con una población modesta (récord histórico en 2001: 2.500 parejas) de tendencia positiva (aunque con fluctuaciones dependiendo de las condiciones climatológicas anuales), la Espátula califica como Vulnerable¹ por el riesgo que supone contar con el grueso de sus efectivos concentrados (en Andalucía) en cinco colonias de cría estrechamente relacionadas entre sí (formando por ello parte de una -o a lo sumo dos- "localidades") pero con escasos intercambios con el resto de la población europea. Las posibles amenazas fortuitas no sólo pueden afectar a la población española (durante la reproducción y/o alimentación), sino también durante las elevadas concentraciones que tienen lugar durante la invernada en el África occidental. El bajo éxito reproductivo en la colonia de marismas del Odiel debe ser controlado y la protección de nuevas colonias garantizada, sin olvidar asegurar la disponibilidad de suficiente hábitat de alimentación (especialmente necesario en años de sequías), y atender los requerimientos de las colonias de cría durante la reproducción.

DISTRIBUCIÓN

Distribución paleártica amplia pero fragmentada. Existen colonias de nidificación en un área que va desde Europa hasta China, la India, el mar Rojo y el norte de África (Cramp & Simmons, 1977; Hancock *et al.*, 1992). La especie es migratoria, salvo en el caso de las poblaciones del norte de África y del golfo Pérsico, que son residentes. La distribución de invernantes incluye países africanos al sur del Sahara, India, Sri Lanka y sur de China y Japón. Una pequeña parte de la población de Europa occidental inverte en Francia y España (Overdijk, 2001; datos inéditos).

Europa. Se pueden distinguir dos poblaciones europeas bien diferenciadas con escaso o ningún contacto entre sí (Brouwer, 1964; De le Court & Aguilera, 1997): la población de Europa occidental (Dinamarca, Países Bajos, Francia, Portugal y España), que inverte principalmente en Mauritania y Senegal (Poorter, 1982; De le Court & Aguilera, 1997), y la población de Europa central y oriental, que migra hacia Túnez y Sudán, pasando por Italia y Grecia (Hancock *et al.*, 1992).

España. Nidifica fundamentalmente en Andalucía, en las marismas del Guadalquivir, las marismas del Odiel y recientemente en la Bahía de Cádiz y las marismas de Isla Cristina. Nidificación puntual registrada en otros lugares (Extremadura). El paso migratorio de la población holandesa y francesa tiene lugar por la costa Cantábrica, donde recalán especialmente en las marismas de Santoña (50% de la población: J. G. Navedo, *in litt.*). A continuación, la mayoría se dirige hacia el suroeste, Palencia, Extremadura y Andalucía occidental (raramente por la costa mediterránea) aunque alrededor del 20% migra a tra-

vés de los humedales de la costa cantábrica (G. Navedo & González, 2002).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población mundial más recientemente se ha estimado en 58.400-68.400 individuos (Delany & Scott, 2003). La especie se encuentra en declive en la mayoría de sus poblaciones excepto en Europa occidental.

En Europa, la Espátula fue muy abundante hasta el siglo XVII. En la segunda mitad del siglo XX tuvo lugar un descenso dramático de la población asociado con el drenaje y la destrucción de los humedales, la utilización de pesticidas y la contaminación (Brouwer, 1964). Actualmente entre el 50-75% de toda la población mundial de espátulas se localiza en Europa, con las principales poblaciones en Europa del este y Europa occidental (España y Países Bajos) (Osieck, 1994) y una estima total entre 6.000 y 10.000 pp. nidificantes (BirdLife International/EBCC, 2000).

Población de Europa occidental. A mediados del siglo pasado la población de Europa occidental quedó reducida a tan sólo a tres núcleos reproductores, la Pajarera de Doñana, las marismas del Odiel y los Países Bajos. Los datos más recientes indican una población nidificante en Europa occidental de unas 2.600 pp. (media para los últimos cinco años) (datos inéditos, Overdijk, 2002). En los Países Bajos la población reproductora, distribuida en unas 10-15 colonias, muestra un fuerte aumento en la última década (Overdijk, 2001), superando las 1.100 pp. en 2001 (O.

Overdijk, com. pers.). En Francia, se encuentra (desde 1992) en crecimiento constante, con una población actual de 111 pp. en 2000 (Marion, 2002). La especie cuenta con un número muy pequeño de parejas reproductoras en otros países de Europa occidental (para más detalles véase BirdLife International/EBCC, 2000 y Overdijk, 2001).

En Portugal existen varias colonias pequeñas. En Ría Formosa (Algarve), el primer nido se encontró en 1993, y desde entonces criaron cada año algunas parejas hasta 1996, controlándose un máximo de 11 pp. No criaron en 1997 y 1998, pero lo volvieron a hacer con éxito en 1999, en este caso se censaron ocho nidos, manteniéndose la pequeña colonia hasta la fecha (20 pp. en 2002, N. Grade, com. pers.). En el Paul do Boquilobo (Ribatejo) existe una pequeña colonia de unas 5-10 pp. Además, hay algunos otros registros de cría aislados en el país.

En Europa central y oriental, la población está en aumento en Hungría y Austria (Müller, 1984; Kovacs-Zsolt & Kapocsi, 2001), pero se observa un profundo descenso en Rumanía, Rusia y Turquía (Osieck, 1994).

En Mauritania, en el Parque Nacional Banc d'Arguin se concentra una gran parte de la población de Europa occidental (unos 10.000 individuos censados en el invierno del 2000, Overdijk *et al.* 2001), por lo que este parque nacional resulta ser la zona más importante de invernada de esta especie, junto con el delta del río Senegal, extensa área transfronteriza que incluye sendos parques nacionales, el de Diawling en Mauritania y el des Oiseaux du Djoudj en Senegal (p.ej. Schricke *et al.*, 1999).

España. La población reproductora muestra una clara tendencia positiva, aunque se pueden registrar importantes descensos cuando las condiciones climatológicas (que condicionan la disponibilidad de alimento) son muy adversas, lo que se evidencia sobre todo en la principal colonia de cría, la Pajarrera de Doñana, como se comentará posteriormente. En general, desde la instalación de la especie en la Pajarrera de la Vera de Doñana en 1959 (2 pp.), se constata un incremento gradual hasta 1963, cuando se estiman 286 pp. A partir de entonces hasta 1980, la información disponible parece indicar un estancamiento del número de parejas en la colonia, que oscila entre los dos o tres centenares. Pero, a partir de 1976 se controla la colonia de las marismas del Odiel, estimada entre 100-115 pp. (desde ese año hasta 1980). Esta colonia se triplica durante los tres próximos años, en los que desgraciadamente no existen datos para Doñana. Por ello, la evolución de la población reproductora de esta especie en España sólo se puede considerar conocida desde 1984 (a partir de entonces, los datos son anuales para ambas colonias) y se obtiene información de las nuevas colonias instaladas desde la pasada década. Se puede decir que desde dicho año hasta 1995 la población fluctúa entre 416 y 682 pp., con una temporada excepcional en 1991, cuando se estimaron 931 pp. Al año siguiente, 1996, se produce un incremento considerable del número de parejas en Doñana, que se mantiene las dos temporadas siguientes, situándose la población española entorno a una media de unas 1.500 pp. en ese trienio. Las adversas condiciones de 1999, ya mencionadas, hacen que ese año sólo intenten criar menos de una quinta parte de esa cifra, mientras que en 2000 la población ha sobrepasado el millar de parejas y en 2001 las 2.500 pp., lo que supone un récord histórico. Los censos durante la estación fría indican que alrededor de unas 400 aves invernarán en Andalucía durante los últimos años.

Andalucía. La casi totalidad de la población reproductora española cría en Andalucía en espacios protegidos: 1) En el Parque Nacional de Doñana, la "Pajarrera" ha mostrado un

fuerte aumento en los últimos años, coincidiendo con periodos de condiciones climatológicas favorables y una productividad muy alta (Equipo de Seguimiento de la EBD, datos inéditos); 2) Paraje Natural Marismas del Odiel, donde se detectan las mismas fluctuaciones relacionadas con la climatología y donde la población se mantiene estable a largo plazo (De le Court, 2001); sin embargo, el éxito reproductor es aquí muy bajo y parece repercutir negativamente sobre el conjunto de la población. Existen otras tres colonias importantes de reciente formación: 3) Parque Natural Bahía de Cádiz; 4) Paraje Natural Marismas de Isla Cristina, y 5) Parque Natural de Doñana (Equipo de Seguimiento de la EBD y Consejería de Medio Ambiente, datos inéditos). En la bahía de Cádiz y el Parque Natural de Doñana, la tendencia es de un fuerte incremento y la productividad es muy alta; en las marismas de Isla Cristina la situación es estable si se excluye el año 2000 donde no consiguieron criar por razones no esclarecidas (posiblemente molestias humanas). En los últimos años se observaron pequeños núcleos reproductores (1-5 pp.) en la provincia de Cádiz (embalse de Bornos y laguna de la Janda) y en Sevilla en las marismas del Guadalquivir. A largo plazo, la tendencia es de un ligero incremento pero con fluctuaciones anuales considerables y dependiendo de las circunstancias climatológicas.

Extremadura. El primer intento de nidificación se detecta en 2000, en los Llanos de Cáceres, aunque posiblemente hubo intento de cría el año anterior (Prieta, 2001; E. Costillo, com. pers.). El número de parejas es muy bajo (1-2). En el norte de la provincia de Cáceres crió con éxito una pareja en 2001 (Prieta, 2001). En Badajoz, dos parejas intentaron nidificar en 2000 y 2001 (E. Costillo, com. pers.).

ECOLOGÍA

Asociada a aguas poco profundas, tanto dulces, salobres como saladas, preferentemente costeras. Su dieta incluye una gran gama de pequeñas presas, desde peces y crustáceos hasta anfibios e invertebrados, aunque también se puede especializar en unas pocas presas abundantes (Aguilera *et al.*, 1996). Tiene un peculiar modo de alimentación, ya que detecta los movimientos de sus presas de forma táctil gracias a las numerosas terminaciones nerviosas de su pico. Ese método le permite alimentarse tanto de día como de noche. Es un ave colonial, que nidifica en grupos de hasta varios centenares de parejas, y a menudo se asocia con otras especies de Ciconiiformes (garzas y garcetas fundamentalmente).

Los sustratos de nidificación varían desde árboles de gran tamaño (pinos, eucaliptos, alcornoques), a otros de menor porte (tarajes, sauces), sobre vegetación marismosa de escasa altura (marismas de almajo o de *Spartina*) o directamente en el suelo. Sensible a las molestias humanas elige áreas tranquilas y poco accesibles, y generalmente islas cuando nidifica en el suelo o sobre arbustos.

No se ha detectado intercambio entre la población de Europa occidental y la de Europa del este. Hay pocos intercambios entre la población española y las demás poblaciones de Europa occidental, pero se ha registrado la presencia de individuos anillados como pollos en las marismas del Odiel en colonias portuguesas y holandesas, indicando un 3% de emigración de adultos (De le Court & Aguilera, 1997). Durante la época de dispersión juvenil se ha identificado alguna espátula anillada en las colonias andalu-

zas en las marismas de Santoña (J. G. Navedo, *com. pers.*). En Huelva, datos preliminares sugieren que un 3-5% de los individuos reproductores proceden de los Países Bajos (C. De le Court, datos inéditos).

Los intercambios son muy frecuentes entre las distintas colonias españolas, muy próximas geográficamente las unas de las otras. Las colonias de Isla Cristina y Cádiz se han originado en parte por individuos procedentes de las marismas del Odiel (sin embargo recuérdese que no se anilla en la Pajarera de Doñana por motivos de conservación). Incluso en una misma temporada se pueden observar individuos nidificando en la Pajarera de Doñana después de haberlo intentado en las marismas del Odiel. Las espátulas pueden criar alternativamente en un año en una colonia, y al año siguiente en otra. Al finalizarse la nidificación y antes de la migración post-nupcial, las espátulas de las distintas colonias se juntan, formando grandes bandos de miles de aves en los cultivos marinos de las marismas del Guadalquivir (Veta la Palma), únicos enclaves donde se mantienen los niveles de agua y la disponibilidad de alimento cuando la marisma está seca.

AMENAZAS

Pérdida de nidos y lugares de nidificación. (1) En las marismas del Odiel, el principal problema es la pérdida de nidos y pollos por inundaciones durante las mareas vivas (De le Court, 2001). En Doñana, la Pajarera se asienta fundamentalmente sobre alcornoques centenarios que se ven gravemente afectados por la construcción de nidos y, sobre todo, por las deyecciones de esta especie y del resto de las que allí se asientan, y la pérdida del sustrato de nidificación puede provocar a largo plazo el fin de la colonia (Ramo, 1992).

Perros asilvestrados. (1) En la bahía de Cádiz y en las marismas de Isla Cristina la presencia de perros asilvestrados constituye una amenaza creciente para la especie, ya que los nidos se localizan en el suelo.

Concentración en invernada. (1) La conservación de la Espátula en España está estrechamente vinculada a la situación y conservación en los países de la ruta migratoria atlántica, y en particular a la protección en Mauritania, donde se concentra la casi totalidad de la población en invierno, y donde pasa los primeros tres ó cuatro años de su vida antes de regresar a su lugar de origen (De le Court & Aguilera, 1997).

Molestias humanas. (2) Las colonias de la bahía de Cádiz, Isla Cristina y el Parque Natural de Doñana, aunque dentro de un espacio protegido, son vulnerables por ser bastante accesibles y expuestas a posible molestias humanas.

Presión urbanística. (2) Si bien la mayoría de las colonias de cría se encuentran en espacios protegidos, no lo están muchas de las áreas de alimentación (lagunas, marismas, salinas y cultivos marinos), que en algunos casos se encuentran sometidas a grandes presiones urbanísticas (p.ej. en Isla Cristina), y en época de sequía, la disponibilidad de humedales de origen antrópico en los que se pueda manejar el agua puede ser un factor determinante para el éxito de la cría.

Contaminación. (4) En las marismas del Odiel, la contaminación por metales pesados, radioisótopos y plaguicidas, se ha detectado en huevos y pollos, con niveles de contaminantes considerablemente más altos que en otras colonias (Gómez Ariza *et al.*, 2001).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Manejo de las colonias. En las marismas del Odiel se ha realizado un plan de conservación de la especie (1996-2000), que incorporó actividades de manejo en la colonia, para intentar evitar la pérdida de puestas por inundaciones, tales como la colocación de plataformas artificiales, la elevación de los nidos, y la atracción de los reproductores hacia núcleos de cría más seguros. Estas medidas de conservación dieron buenos resultados y en base a la experiencia obtenida se prevé incluirlas dentro del seguimiento anual de la especie (C. De le Court *et al.*; datos propios). En la Pajarera de la Reserva Biológica Doñana se ha procedido al saneamiento de los alcornoques y a la retirada del guano producido por las aves tras la época de cría, se ha repoblado la Vera con alcornoques, fresnos y sauces, y se han ensayado diversas medidas (instalación de nidos artificiales sobre árboles secos, adecuación de vegetación palustre, etc.) con la finalidad de favorecer el desplazamiento de las aves hacia otros sustratos. En el Parque Natural de Doñana, donde la colonia se asienta sobre eucaliptos, se está estudiando la respuesta de las aves a la instalación de plataformas artificiales para favorecer su asentamiento.

Reintroducción y cría en cautividad. En las marismas del Odiel, en 1997 se ha procedido a la recogida de huevos arrastrados por las mareas y la cría en cautividad en el Zoo de Jerez de la Frontera (Cádiz) y su posterior suelta (CMA/Junta de Andalucía, 2000). La cría en cautividad ha sido desarrollada como una herramienta para hacer frente a las pérdidas masivas y previsibles de huevos debido a las inundaciones y estudiar la posibilidad de apoyar la formación de nuevas colonias gracias a la suelta de individuos en lugares potenciales de cría.

Restauración de hábitat. En las marismas del Odiel, se han restaurado graveras con la finalidad de proporcionar agua dulce en verano (uno de los factores limitantes para la supervivencia de las jóvenes espátulas). No obstante, la medida sigue siendo insuficiente para garantizar la supervivencia de los pollos en años de mayor sequía.

Investigación aplicada. En las marismas del Odiel, se ha estudiado en detalle la dinámica de su población, alimentación y la disponibilidad sus presas, contándose ahora con la información necesaria para orientar la restauración del hábitat para la especie. Sin embargo, no existe esta información para las demás colonias, que se encuentran en hábitats sensiblemente diferentes.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Además de mantener la actividad de conservación ya iniciadas, se debería de considerar las siguientes:

Control de perros asilvestrados. (1) Es necesario asegurar el control de perros asilvestrados que pueden afectar dramáticamente a las colonias de Cádiz y Ayamonte.

Protección y vigilancia. (2) Es necesario dotar con una figura de protección adecuada a las nuevas colonias de las marismas del Guadalquivir (Veta de Ali) y de Extremadura. Conviene favorecer el asentamiento y consolidación de las colonias más recientes incluso con medidas activas de conservación, como el reforzamiento de los nidos naturales, la instalación de plataformas y la reintroducción de aves procedentes de cautividad. También conviene proteger los lugares de alimentación y asegurar la dispo-

nibilidad de alimentos y agua dulce en los meses de verano y los periodos de sequía.

Colaboración internacional. (2) Teniendo en cuenta que se trata de una especie migradora con gran concentración durante la invernada y que pasa una parte importante de su ciclo vital en África, sería muy adecuado fomentar el intercambio y la colaboración con Mauritania, Senegal, y Marruecos, en cuanto a seguimiento e investigación sobre las necesidades ecológicas y amenazas que afectan a la especie se refiere.

Seguimiento de parámetros reproductivos. (5) Es necesario mantener el seguimiento de los parámetros reproductivos en las marismas del Odiel e intervenir activamente en caso de que se fueran a producir pérdidas masivas de puestas y/o pollos. Es asimismo necesario llevar a cabo un estudio comparativo con la situación de Doñana para comprender con mayor claridad las fluctuaciones de la población.

Investigación aplicada. (3) Resulta de gran importancia hacer un seguimiento del impacto de contaminantes en las distintas colonias, como información relevante para la conservación de la especie e indicador de la calidad de su hábitat. Asimismo se debe precisar los requerimientos alimenticios en Doñana, donde las condiciones ambientales son completamente diferentes de las

del Odiel (marisma no mareal, presencia de especies introducidas de cangrejo, etc.).

Incrementar la sensibilización con la especie. (3) La Espátula sigue siendo poco conocida por parte del público en general, a pesar de ser muy característica y emblemática de los humedales.

Nota de los editores: ¹ La evaluación de esta especie presentó dificultades de interpretación, puesto que de la aplicación estricta de la metodología de evaluación a nivel regional, correspondería la corrección del riesgo de extinción por el efecto rescate que puede ejercer el modesto intercambio con la población de los Países Bajos. Sin embargo, la gran concentración del grueso de la población de Europa occidental en las costas del África occidental durante la invernada (o en lugares como las marismas de Santoña durante la migración), supone una gran vulnerabilidad ante posibles desastres que podrían afectar al grueso de la población de Europa occidental. Un mayor conocimiento de la vulnerabilidad y amenazas potenciales durante la época invernal, sería necesario para valorar con suficientes garantías si se justifica la corrección del riesgo de extinción, que de efectuarse, correspondería la categoría de Casi Amenazado.

Flamenco *Phoenicopterus ruber*

Casi Amenazado ¹; NT [VU D2]

Autor: Manuel Rendón Martos

El Flamenco cuenta con tres colonias de cría habituales (Fuente de Piedra, marismas del Guadalquivir y delta del Ebro), y otras tres opcionales de utilización relativamente reciente (El Hondo y Santa Pola en Alicante y Pétrola en Albacete). A pesar de las fluctuaciones habituales propias de la especie, ésta ha experimentado un crecimiento notable en las últimas décadas (c.26.000 parejas en 2001), con intentos de reproducción reciente en cinco nuevos sitios. Sin embargo, hasta la fecha, nunca se ha dado la reproducción simultánea en más de cuatro colonias (p.ej.: 1996-1998), más frecuentemente en tres (1999-2001). Considerando que la especie cuenta de forma habitual con entre tres y cuatro colonias de cría, de las que una -Fuente de Piedra- puede albergar según los años entre el 64 y el 100% de las parejas reproductoras, y que asimismo, nuestro país puede albergar en promedio (últimas décadas) más de un 30% de la población del Mediterráneo occidental, parece razonable mantener por el momento la evaluación más conservadora, que una vez corregido el riesgo de extinción por el efecto rescate, quedaría en Casi Amenazado ¹.

DISTRIBUCIÓN

El Flamenco Común tiene la distribución más extensa de todas las especies y subespecies de flamencos. Su área de distribución se extiende por África, Asia y la parte meridional de Europa (Kahl, 1975). Esta área está comprendida entre las latitudes 50° N (Lago Tengiz en Kazakhanstan) y 34° S (África del sur) y entre las longitudes de 25° O (islas de Cabo Verde) y los 82° E (sur de la India y Ceilán), si bien, su distribución no es continua sino que depende de la disponibilidad de medios favorables para la especie (Del Hoyo *et al.*, 1992).

España. El Flamenco Común se distribuye por las zonas húmedas situadas a lo largo de la costa Mediterránea, lagunas del interior de Andalucía, salinas del litoral del suroeste Atlántico y en las marismas del Guadalquivir (Fernández-Cruz *et al.*, 1991). Si bien la mayor parte de los efectivos mantienen la distribución des-

crita para el periodo 1975-1995 (Rendón Martos, 1997). La principal colonia se encuentra en Fuente de Piedra (Málaga), aunque desde 1993, se han establecido nuevos núcleos coloniales: delta del Ebro (Tarragona), El Hondo (Alicante) (en 1997 y 1998) y laguna de Pétrola (Albacete) (1999 y 2000). Además de éstas, se han documentado reproducciones con éxito en Doñana y Santa Pola (Alicante).

Se han constatado intentos de nidificar en: las salinas del cabo de Gata desde 1979 y en las salinas de las marismas del Odiel (salinas Aragonesas) desde 1989 (Garrido, 1996; E. Urbina, com. pers.); Veta la Palma (Parque Natural de Doñana) en 2000 (H. Garrido, com. pers.); laguna Larga de Villacañas (Toledo), en 2000 y 2001 (De la Puente & Lorenzo, 2001; A. Ponte, com. pers.); salinas de Torre Vieja (Murcia) en 2001 (G. Ballesteros, com. pers.); laguna de Manjavacas en 1999 (R. Ruiz López de la Cova, com. pers.).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Los efectivos totales de Flamenco Común se estiman entre 695.000 y 770.000 aves (Rose & Scott, 1994). La población de Flamenco Común del Mediterráneo occidental presenta fluctuaciones numéricas, tanto estacionales como anuales, dependiendo de la disponibilidad de hábitats favorables para la especie y de los requerimientos de su ciclo vital (véase Ecología). La Camarga (Francia) y Fuente de Piedra (Málaga) acogen regularmente los dos núcleos de reproducción más importantes y estables, seguidos de Túnez. Desde el año 1993, los flamencos han establecido siete nuevos núcleos coloniales. Tres en España (véase en Distribución) y cuatro en Italia: Molentargio (Cerdeña), Orbetello, Apulia y Comacchio. Los flamencos que ocupan los humedales españoles, en alguna fase de su ciclo biológico, pertenecen a las poblaciones del Mediterráneo occidental (80.000 aves) y África noroccidental (40.000 aves) (Rose & Scott, 1994).

Efectivos poblacionales del Mediterráneo occidental. Durante el periodo 1973-95 la población invernante de flamencos en el Mediterráneo occidental se sitúa en unas 67.625 \pm 12.685 aves. En los últimos han fluctuado notoriamente, entre los 54.361 censados en 1973 y los 92.232 de 1994, registrándose un incremento de los efectivos con respecto al periodo 1973-82 (60.727 \pm 7.734). Para el mes de mayo sólo se dispone de información para el periodo 1977-92. En estos años el número medio es de 69.842 \pm 10.096. En 1998 sólo los reproductores ascendían a 89.900 aves, lo que indica un incremento importante de los efectivos para ese año. No obstante, en 1999 el número de reproductores desciende a 31.742.

Durante el periodo 1982-2001 el número total de parejas reproductoras en el Mediterráneo occidental ha fluctuado entre un mínimo de 10.388 en 1989 y un máximo de 44.941 en 1998 (Rendón Martos, 1996; Johnson & Arengo, 2001). El incremento significativo del número de parejas reproductoras en el Mediterráneo occidental durante el periodo 1972-2000 puede ser explicado, al menos parcialmente, por la mayor protección de las localidades de reproducción y de alimentación del flamenco en Europa. Este incremento es notable en la principal colonia, de la Camarga (1970-1990), alcanzando un máximo de 20.000 pp. en 1986, siendo el promedio parejas entre los años 1947-1996 de 7.300 pp., aumentando a 13.100 entre 1982 y 1996, y dependiendo de los años, la población reproductora de esta colonia supone entre el 33 y 100% de los efectivos totales del Mediterráneo occidental (Johnson, 1999). En 1997, el número de parejas, según la misma fuente referida anteriormente fue de 13.500.

Además, hay que tener en cuenta que cuando Fuente de Piedra reúne condiciones favorables para el establecimiento de una colonia, el número de parejas de cría en el Mediterráneo occidental es significativamente mayor. En este sentido, los humedales temporales son los que determinan cada año que se reproduzcan o no un mayor número de flamencos en el Mediterráneo occidental.

España. Acoge en enero, por término medio, el 23% del total de la población del Mediterráneo occidental, comprobándose para el periodo de estudio un incremento significativo del número de aves invernantes en los últimos años. Las salinas de Bonanza e Isla Mayor son las localidades que están relacionadas con este incremento de la población invernante. Los efectivos en mayo son por término medio el 23% de la población, si bien estos fluctúan cada año dependiendo del nivel de agua de las marismas y lagunas temporales, que determinan en último término el estableci-

miento o no de la colonia de cría de Fuente de Piedra. Dependiendo de los años, el porcentaje de parejas reproductoras que alberga España (1972-2000) del total de la población del Mediterráneo occidental, ha alcanzado como máximo (hasta un 63%: 1979), aunque en promedio, el porcentaje es del 31% (c.9.000 pp.). En 2001 se supera considerablemente el récord histórico, con unas 26.000 pp. (supera en más unas 3.000 los máximos anteriores de 1998). Aunque con las fluctuaciones propias de esta especie (dependiendo de las características ambientales), se puede concluir que la población de flamencos reproductores en España, ha seguido un notable incremento continuado desde la década de los setenta, llegando muy cerca de las 20.000 pp. en 1996 y 1997, nivel poblacional que se supera en 1998 y con el máximo histórico de 2001.

Colonias principales. En los últimos años el número de colonias de reproducción se ha incrementado de dos a seis (Rendón Martos, 1996; Johnson & Arengo, 2001), aunque todos los años no son ocupadas todas las localidades y en los últimos años se han registrado intentos de nidificación sin éxito en cinco localidades. En promedio, para el periodo 1973-2000, en España, el número de parejas (en los años que ha habido reproducción) ha sido de c.8.000 pp. (c.5.300 pollos), si bien éste fluctúa cada año dependiendo del nivel de agua de las marismas y lagunas temporales, entre el 0% (1983) y el 57% (23.011 pp.) (2001) del total de la población. Cuando el nivel de agua de Fuente de Piedra es suficiente, esta laguna acoge entre el 64 y el 100% de las parejas reproductoras de España. Las colonias más importantes (de norte a sur, y este a oeste; entre paréntesis se indica el número de años que ha ocurrido la reproducción) son:

Delta del Ebro. Reproducción con éxito desde 1993 (ocho años) (salinas de la Trinidad), los números han variado entre 503-1.500 pp.

Salinas de Santa Pola. Con 99 pp. en 1992 y más de 400 pp. en 2001 (Johnson & Arengo, 2001; M. Cuervo, com. pers.).

Embalse de El Hondo. 800 pp. en 1997 y 1.000 en 1998 (Johnson & Arengo, 2001).

Laguna de Pétrola. Más de 81 pp. en 1999 y 300 pp. en 2000 (Johnson & Arengo, 2001).

Fuente de Piedra. La principal colonia de cría en nuestro país (1982-2001) (15 años), oscilando entre: 2.083-19.500 pp. (promedio 5.256 pp. entre 1973-2000); el número de pollos ha variado entre 3.649-15.382 en este mismo periodo indicado. En 2001, el número de parejas (23.011), supone un nuevo récord histórico.

Marismas del Guadalquivir. Se han reproducido, o han intentado la reproducción en años muy lluviosos (ocho años), siendo los últimos intentos en 1996 (1.250 pp.), 1997 (700 pp.) y 2.539 (2001) (M. Máñez, com. pers.). Estos años, se tuvieron que rescatar y/o criar en cautividad los pocos pollos que lograron nacer y que no fueron depredados por los jabalíes. Esta colonia acoge aves más jóvenes e inexpertas que Fuente de Piedra (Rendón *et al.*, 2001) y su éxito es generalmente muy bajo con la excepción del año 1984 (3.800 pollos) (Máñez, 1991b).

ECOLOGÍA

Su distribución no es continua, sino que depende de la disponibilidad de hábitats favorables para la especie, como son las lagunas costeras, marismas, salinas, así como lagunas y lagos poco profundos entre fuertemente salinos y ligeramente salobres y tempora-

les. Las condiciones adecuadas para la reproducción son: a) nivel de agua suficiente, que determina la disponibilidad de alimento y la protección para la colonia de cría; b) la existencia de tierras emergidas (islas o diques) donde realizar la puesta; c) ausencia de interferencias/amenazas (Rendón Martos & Johnson, 1996).

En cuanto a los movimientos de la población del Mediterráneo occidental, tomando como referencia las fluctuaciones interanuales y la recuperación de aves anilladas, se sabe que las fronteras entre esta población y las dos limítrofes del Mediterráneo oriental y/o África noroccidental son bastante permeables, dependiendo de las condiciones ambientales de los humedales de la región circunmediterránea (incluye el Magreb). A grandes rasgos, una vez finalizado el periodo reproductor, un buen número de aves abandona el Mediterráneo occidental para dirigirse al Mediterráneo oriental y África noroccidental. Estos desplazamientos se realizan en sentido inverso durante el periodo prenupcial, cuando los humedales temporales presentan un mayor nivel de agua en la cuenca mediterránea occidental (Johnson, 1999). La población de flamenco en el Mediterráneo (por lo menos en la región occidental) funciona como una metapoblación, de esta forma, las distintas colonias pueden actuar como fuente-sumidero, dependiendo de las condiciones ambientales particulares de cada año. De esta forma se logra una compensación entre colonias que permite lograr la máxima ventaja de la disponibilidad anual de hábitat más favorable.

AMENAZAS

La concentración de la mayor parte de los efectivos de esta población del Mediterráneo occidental en sólo dos localidades principales (Fuente de Piedra y La Camarga, Francia) durante el periodo reproductor supone un riesgo considerable. En España, laguna de Fuente de Piedra es la única localidad donde un importante número de flamencos pueden reproducirse con éxito (los años que el nivel de precipitaciones así lo permiten). El carácter temporal e impredecible de este humedal, lo convierte en la única zona húmeda temporal donde el flamenco se reproduce intermitentemente -pero de forma regular en Europa-. Las amenazas que siguen a continuación (salvo que se indique lo contrario), se refieren a la colonia principal (sin que sean necesariamente extrapolables al resto de colonias secundarias).

Amenazas naturales. Principalmente desecación de la laguna, falta de alimento según avanza el periodo reproductor y erosión del territorio de reproducción. La predación por mamíferos es un aspecto a considerar (p.ej. predación por jabalí y zorro?) (Rendón Martos & Johnson, 1996). Las olas de frío han sido responsables de una alta mortalidad en el sur de Francia en el invierno de 1985 (Johnson, 1999).

Amenazas de origen humano. a) *Molestias* a la colonia. La especie es extremadamente sensible, pudiendo fracasar completamente en la reproducción, p.ej. vuelos de avionetas a baja altura (entre otras), predación por perros asilvestrados, etc.; b) *disminución del caudal de arroyos tributarios* bajo reducción o pérdida de los caudales de los arroyos que desembocan en la laguna (Rendón Martos & Johnson, 1995; Rendón Martos, 1996); b) *interferencias en los desplazamientos*, ya que los flamencos de Fuente de Piedra dependen del resto de los humedales andaluces (p.ej. para la alimentación), lo que determina desplazamientos periódicos de todos los adultos en un radio de 200 km (Rendón Martos *et al.*, 2000). En estos desplazamientos las infraestructuras (parques eólicos,

tendidos eléctricos de alta tensión, avionetas, etc.) en los corredores de vuelo pueden afectarle negativamente.

Pérdida del hábitat y gestión de humedales. Las medias de gestión y el estado de conservación del resto de los humedales que utilizan los flamencos en España (y resto del Mediterráneo), tiene incidencia directa sobre la conservación de la especie. Hay que señalar el progresivo deterioro de zonas húmedas en la cuenca mediterránea como una amenaza para la población de esta región, de forma genérica, se señala la mayor propensión a la contaminación, drenaje y colmatación de los humedales someros que en mayor medida utilizan los flamencos (Johnson, 1999). En el delta del Ebro, la colonia de reproducción depende del manejo del agua en las salinas. A mediano-largo plazo, el abandono de salinas mediterráneas supone una pérdida de hábitat favorable para la especie (Rendón Martos, 1999; Johnson, 1999).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN ²

Aunque las localidades de reproducción se localizan en espacios naturales protegidos, éstas son muy vulnerables a las molestias ocasionadas por el hombre (vuelo de aeronaves a baja altura) o por mamíferos predadores (Rendón Martos & Johnson, 1996).

En las principales colonias de reproducción del Mediterráneo occidental (Camarga y Fuente de Piedra) se lleva a cabo programas de investigación a largo plazo y en el resto de las localidades los flamencos son censados periódicamente por equipos de ornitólogos y las colonias de reproducción seguidas regularmente. La protección de la laguna de Fuente de Piedra como Reserva Natural en 1984 permitió a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía el iniciar un Programa de Anillamiento y seguimiento (de éste y otros humedales) de flamencos en colaboración con la Estación Biológica de Doñana (Nager *et al.*, 1996; Rendón Martos, 1996; Rendón Martos & Johnson, 1996; Rendón *et al.*, 2001) y el adoptar una serie de medidas de conservación de este humedal y de la colonia de reproducción de flamencos. Las actuaciones de gestión: vigilancia de la Reserva Natural para que no accedan visitantes incontrolados, actuaciones de mantenimiento del sector del dique de las antiguas salinas que conforma el territorio de cría con el fin de paliar la pérdida de aislamiento de las tierras emergidas naturales. Asimismo, cuando los pollos están en la guardería y la laguna se seca se realizan aportes adicionales de agua para mitigar la reducción de caudales de los arroyos. Si bien procede indicar que estas medidas no han modificado el ciclo biológico del flamenco en Fuente de Piedra.

Nota de los editores: ¹ La evaluación de esta especie es compleja, y no se descarta una segunda alternativa para su evaluación que implicaría considerar como "localidad" el número de humedales donde se encuentran los flamencos en un momento dado (sitios de reproducción y de alimentación -tanto de la fracción reproductora, como de la no reproductora-), en cuyo caso, la especie no calificaría para la categoría de Casi Amenazado. En esta situación, el número de "localidades" sería mayor que el umbral mínimo fijado para Vulnerable. Como primer paso (evaluación con criterios mundiales), la especie calificaría entonces como Casi Amenazada, y al aplicar la corrección necesaria del riesgo de extinción desde una perspectiva regional, quedaría como "Preocupación Menor" (LC). ² Sobre los posibles efectos negativos de la expansión del Flamenco sobre el hábitat de otras especies de aves acuáticas

amenazadas (notablemente en las marismas del Guadalquivir) (véase, el apartado “Interacciones con otras especies (...)” en la ficha de la Cerceta Pardilla, donde se trata el aparente perjuicio que causa el Flamenco en la reducción de la biomasa de las plantas sumergidas). Teniendo en cuenta esta preocupación, resulta necesaria la búsqueda de fórmulas (con el respaldo

científico adecuado) que permitan compatibilizar la conservación de unas y otras especies. Para ello, puede ser necesario un manejo activo del hábitat para asegurar, por un lado, las condiciones de seguridad para las colonias actuales, al tiempo que se vigila que el ritmo de crecimiento actual no supone un problema de conservación para otras especies acuáticas amenazadas.

Ansar Campestre de la Tundra *Anser fabalis rossicus*¹

En Peligro Crítico; CR A2ac; B2ab(ii,iv,v); C2a(i); D

Autores: Mariano Rodríguez Alonso y Jesús Palacios Alberti

El Ansar Campestre de la Tundra ha pasado, de ser la especie ánsar más común en gran parte de España en la primera mitad del siglo XX, a contar con una única población invernante en Zamora a finales de los años sesenta, población que prácticamente ha desaparecido durante el invierno del 2000/2001. Fuera de esta población zamorana, en los últimos 25 años se han producido citas aisladas y puntuales correspondientes, bien a ejemplares que aparecen intercalados entre los grandes bandos de ánsares comunes que invernán en las marismas del Guadalquivir (Huelva), Villafáfila (Zamora), la Nava de Fuentes y Boada de Campos (Palencia), o a algunos ejemplares en paso localizados en zonas húmedas de la mitad norte peninsular. Califica como En Peligro Crítico por haber desaparecido completamente como invernante a lo largo de los últimos 18 años (2,6 generaciones).

DISTRIBUCIÓN

El Ansar Campestre nidifica en la taiga y tundra de Eurasia, desde Noruega hasta la península de Anadyr en Rusia, invernando desde España hasta Japón. Están descritas cinco subespecies de las que dos, el Ansar Campestre de la Taiga (*Anser f. fabalis*) y el Ansar Campestre de la Tundra (*A. f. rossicus*) están presentes como nidificantes e invernantes habituales en Europa. Esta última subespecie es la que inverna habitualmente en las zonas más meridionales de Europa, entre ellas España, y paradójicamente, sus poblaciones reproductoras están más alejadas de Iberia -en comparación con *A. f. fabalis*-, encontrándose en la zona ártica del norte de Rusia, desde la península de Kola en el oeste (Filchagov *et al.*, 1985) a la península de Taimyr en el este (Delacour, 1954). Las principales zonas de invernada de los ánsares campestres de la Tundra se localizan en Centroeuropa, principalmente en Polonia, Alemania, República Checa, Eslovaquia, Austria, Hungría y Croacia.

España. Desde finales de los años sesenta el Ansar Campestre de la Tundra contaba en España únicamente con una zona de invernada en el noreste de Zamora. En esta provincia y hasta mediados del siglo XX el principal dormidero de la especie se localizaba en la zona del complejo lagunar de Villafáfila, aunque ya en los sesenta el Ansar Campestre empieza a utilizar también como zona de invernada el cercano embalse de Ricobayo (también denominado pantano del Esla) y áreas aledañas a éste, alternando ambas zonas. A principios de los setenta se produce el traslado definitivo de toda la población de Ansar Campestre al embalse de Ricobayo, quizás como consecuencia de la desecación por el IRYDA durante esas fechas de la laguna de las Salinas, que era la más utilizaba por la especie dentro del complejo lagunar de Villafáfila.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

El número de ánsares campestres de la Tundra que invernán en Europa se estima en 300.000 ejemplares, en base a los censos de acuáticas invernantes (Pirrot *et al.*, 1989); sin embargo Van de Bergh (1999) estimó que esta cifra infravalora la población invernante real, que podría estar cerca de los 600.000 individuos. La población europea de Ansar Campestre de la Tundra, que ha incrementado notablemente sus efectivos en este último medio siglo, ha reducido significativamente sus poblaciones invernantes más meridionales, haciéndolas desaparecer en un gran número de localizaciones. El análisis de los datos de otros países nos ha confirmado un cambio en la tendencia de invernada de los ejemplares de esta subespecie en las zonas más meridionales de su área de invernada. Así Bernis (1972) indicaba la invernada de los ánsares campestres en Argelia y Marruecos (donde hoy en día son desconocidos); Isenmann (1993) indica que en la Camarga (sur de Francia) el Ansar Campestre de la Tundra pasó, de aparecer regularmente, a tener un carácter excepcional en los últimos años. Poiré & Rufay (1999) señalan la desaparición de la especie como invernante habitual en gran parte de sus zonas tradicionales de invernada en Francia, concentrándose durante los últimos cinco años en el noreste del país, con una reducción de los efectivos invernantes totales del país a casi la mitad en las últimas décadas. Perco (1989) señala asimismo el desplazamiento de los puntos tradicionales de invernada de la especie en el sur de Italia hacia el noroeste del país, y Handrianos (1989) señaló que el Ansar Campestre debió ser frecuente en Grecia en la primera mitad de este siglo, pero que actualmente son raras las observaciones. Tanyu *et al.* (1989) afirman que actualmente el Ansar Campestre sólo aparece de forma esporádica en Bulgaria. Van den Bergh (1999), en la

revisión que realiza sobre la situación de la especie, confirma una fuerte regresión en la última década de los efectivos invernantes de Ansar Campestre de la Tundra en Italia, Francia, sur de Alemania y las poblaciones cercanas al mar Adriático, a la vez que detecta un fuerte incremento en las poblaciones invernantes en Polonia, norte de Alemania, República Checa y Eslovaquia.

España. el Ansar Campestre era citado en el pasado siglo como la única especie de ánsar presente en la albufera de Valencia (Vidal, 1854); en las marismas del Guadalquivir se citaba la presencia de tres especies de ánsares (Chapman & Buck, 1893), existiendo citas de ejemplares de Ansar Campestre que eran capturados con cierta frecuencia; en Cataluña era el ánsar más abundante en la primera mitad del siglo XX (Ferrer *et al.*, 1986). Todavía a mediados del presente siglo se localizaban en España al menos cuatro zonas de invernada de la especie, así como numerosas citas de invernada en toda la mitad norte de la península Ibérica (Bernis, 1964b), siendo probablemente su principal zona de invernada la laguna de la Nava en Palencia (desezada a mediados del siglo XX).

Con respecto a la situación en Zamora podemos afirmar que desde finales de los años sesenta esta provincia ha sido el último reducto de invernada regular del Ansar Campestre de la Tundra en España, en particular, en el embalse de Ricobayo (pantano del Esla), al que los ánsares campestres se habían desplazado desde las cercanas "Lagunas de Villafáfila", donde, para hacernos una idea de su abundancia, señalamos que en los años sesenta existían personas encargadas de espantar a las "patas" (nombre local de los ánsares) de los cultivos en la zona de Cañizo. Fuera de esta zona zamorana, a partir de estas fechas las citas son esporádicas y puntuales, correspondientes casi siempre a animales aislados o grupos pequeños.

A partir de 1969 es cuando se empieza a contar con censos periódicos que nos permiten analizar la evolución de la especie, que en esos momentos invernaba exclusivamente en el embalse de Ricobayo. Entre 1972 y 1982 existe una cierta estabilidad en la población, con cifras que oscilan entre 3.000 y 4.000 ejemplares. A partir del año 1982 la regresión es casi exponencial; en 1983 se censaron 1.400 ánsares campestres, en 1986 se bajaron por primera vez de los 500 ejemplares y en 1993 se bajó de 100; en el año 1998 se contaron menos de 10 en el invierno 2000/2001 se localizaron siete ejemplares en su zona de invernada habitual y finalmente en el invierno de 2001/2002 no se logró localizar ningún ejemplar (J. Palacios *in litt.*) (Rodríguez Alonso & Palacios Alberti, 2001).

El hecho de que el descenso de la población de Ansar Campestre de la Tundra en el embalse de Ricobayo se haya producido de forma paulatina y continua, unido a que en las temporadas 2000/01 y 2001/02 no se haya localizado ningún ejemplar en sus dormideros y pastaderos habituales y de que tampoco se haya localizado ningún nuevo dormidero en la zona, nos hace pensar que el Ansar Campestre no volverá a invernar en la que ha sido su última zona de invernada en España. No obstante estamos convencidos que se seguirán viendo ánsares campestres mezclados con grandes bandos de ánsares comunes, de forma aislada y ocasional en otras zonas. En el año 2000/01, se vio un *A. f. rossicus* en Villafáfila y en la Nava de Fuentes (H. Persson, com. pers.) y en el 2001/02 se vieron dos *rossicus* y un *A. f. fabalis* en Villafáfila (J. Domínguez, J. J. Orduñay & M. Matellans, com. pers.). En lo que respecta a Doñana, casi todos los años se producen alrededor de media docena de citas de ejemplares aislados o pequeños grupos familiares (García *et al.*, 2000), y también, dos ejemplares de *rossi-*

cus entre ánsares comunes en las marismas del Tinto en 2002/03 (Dehesa de la Alquería) (J. M. Sayago *in litt.*).

ECOLOGÍA

En el norte de Europa esta especie nidifica en la Tundra. Parte de la población, sobre todo la no nidificante, se concentra a finales del verano para realizar la muda en diversas zonas del continente, comenzando la migración hacia el sur en septiembre. La población que invernaba en España hasta su desaparición en el año 2001-2002 era la más meridional de Europa. Los ánsares campestres llegaban a nuestro país a finales de otoño, permaneciendo hasta finales de febrero o comienzos de marzo. El hecho de que todos los ánsares campestres recuperados en España correspondan a animales marcados en Holanda, induce a pensar que probablemente este país fuera parada en su ruta migratoria hacia la península Ibérica.

En Zamora el Ansar Campestre de la Tundra usaba como dormidero una zona de gran profundidad del embalse de Ricobayo, carente de vegetación palustre y con escasa vegetación leñosa en sus orillas. Cuando el número de ánsares campestres en España bajó de 100 ejemplares, y especialmente en años lluviosos, los gansos utilizaron también como dormidero pequeñas lagunas temporales someras próximas al embalse, también carentes de vegetación palustre y leñosa.

Su comportamiento durante la invernada en nuestro país ha sido bastante regular; a primeras horas de la mañana los ánsares realizaban desplazamientos desde los dormideros a los pastaderos, oscilando la distancia entre estos desplazamientos entre unos pocos cientos de metros y 14 km. En los pastaderos se producían alternancia de cortos periodos de alimentación y de descanso, sin olvidarse de otras labores como acicalamiento, vigilancia y visitas más o menos periódicas a aguaderos para saciar la sed. Los pastaderos se caracterizaban por ser llanos o ligeramente ondulados, carentes de vegetación leñosa y mayoritariamente cultivados de cereal o con rastrojera de cereal. Siempre que las condiciones climáticas lo permitían, los pastaderos estaban situados en la proximidad de alguna pequeña laguna para saciar la sed. En años secos la falta de lagunas era compensada con visitas al embalse de Ricobayo al mediodía.

El descenso en el número de ánsares campestres de la Tundra invernantes en España coincidió también con una disminución en el periodo de permanencia en nuestro país; así mientras a principios de los años ochenta los ánsares campestres solían llegar a principios de noviembre y marcharse a primeros de marzo, en los años ochenta su llegada se producía en diciembre y su marcha generalmente a mediados de febrero (Purroy Grande & Regueras, 1985; Rodríguez Alonso & Palacios Alberti, 1996). La cifra máxima de ánsares campestres a lo largo de la invernada se producía entre finales de enero y las primeras semanas de febrero.

AMENAZAS

Desde 1988, no se han detectado apenas bajas de esta especie, siendo además mínimas las molestias que sufrieron los ánsares campestres en comedero o en el embalse (molestias ligadas generalmente a la actividad cinegética sobre otras especies) y no se ha detectado cambios importantes en los hábitats que ocupa. Un análisis de excrementos no ha detectado presencia de endoparási-

tos, pudiéndose afirmar en resumen, que no se ha detectado en la zona ninguna modificación o actuación que justificara la disminución del Anser Campestre de la Tundra. La explicación de esta desaparición posiblemente haya que buscarla en dos posibles causas, situadas ambas fuera de nuestras fronteras y de difícil solución:

Reducción de sus zonas de invernada, sin que ello suponga una disminución de sus poblaciones, sino más bien una mayor utilización de otras zonas de invernada más próximas a su área de cría (Rodríguez Alonso & Palacios Alberti, 1991, 1996; Persson, 1995). Como ya se ha señalado, esta reducción ha tenido lugar en otras zonas de invernada situadas en el sur de Europa. Se ha barajado la hipótesis de que la población española procediera de una zona muy concreta de cría donde estuviera ocurriendo una fuerte reducción de sus efectivos. Este hecho habría sido difícil de comprobar en el pasado, y habría requerido seguimiento por satélite de algunos ejemplares. Un estudio realizado por Zöckler *et al.* (2000) sobre el cambio climático y las aves acuáticas, predice que, de seguir la tendencia actual, entre el 40 y el 57% de la tundra desaparecería entre el 2.070 y el 2.099, lo que podría afectar al 75% de la población nidificante de esta subespecie. Sin embargo, si se tiene en cuenta que el descenso se haproducido de forma generalizada en toda la Europa meridional, la hipótesis no parece dar una explicación satisfactoria.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Durante la década de los noventa, se efectuó un seguimiento semanal de la población de Anser Campestre de la Tundra en el embalse de Ricobayo, intentándose reducir las molestias a la especie y realizándose diversos estudios, que entre otros aspectos, ratificaron el hecho de que la desaparición del Anser Campestre de la

Tundra no estaba ligada a actuaciones humanas o de otro tipo en su última zona de invernada en España.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Actualmente no se puede acometer ninguna medida de protección dado que no existe población invernante habitual sobre la que actuar. Teniendo en cuenta que los pocos ejemplares ocasionales que llegan a la península Ibérica constituyen hoy en día una fracción despreciable de la población euroasiática, y considerando que cuenta con efectivos en evolución favorable en otras regiones de Europa (no se considera especie motivos de preocupación a nivel europeo: Tucker & Heath, 1994), se puede concluir que por causas naturales, la conservación de esta poco (o nada) depende de posibles medidas de conservación en nuestro territorio.

Seguimiento. Los censos de aves acuáticas invernates que se realizan habitualmente en distintas CC.AA., deberían en principio ser suficiente para detectar ejemplares de esta especie. En caso de detectarse indicios de recuperación (situación poco probable), habría que reanudar un seguimiento intenso para garantizar que la especie cuenta con las condiciones adecuadas de protección y tranquilidad.

Catalogación. Se debe incluir a la subespecie *A. f. rossicus* en la en la máxima categoría del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, que correspondería según la definición de las categorías vigentes. Sin embargo, no parece adecuado invertir recursos y esfuerzo innecesario en la preparación de planes de recuperación, salvo que se detecte recuperación de la invernada.

Notas: ¹ Considerado por algunos autores como una especie distinta (*Anser serrirostris rossicus*) del Anser Campestre de la Taiga.

Tarro Canelo

Tadorna ferruginea

En Peligro Crítico; CR D (población de Canarias)
CR B1abc(i,ii,iii,iv); C2a(i,ii)b; (población visitante: Península)

Autores: Andy J. Green y César-Javier Palacios

El Tarro Canelo se encuentra En Peligro Crítico de extinción tras haberse extinguido como reproductor y prácticamente como visitante post-reproductor en el sur de la península Ibérica (principalmente las marismas del Guadalquivir), probablemente hacia mediados del siglo XX y conservar una única población nidificante inferior a seis parejas en Fuerteventura, islas Canarias, cuya colonización reciente procede aparentemente de las colonias cercanas de la costa sabariana. Teniendo en cuenta que su población Africana se encuentra en declive, no es adecuado hacer ninguna corrección del riesgo de extinción.

DISTRIBUCIÓN

Especie monotípica, presenta una amplia distribución: Asia centro-occidental, sudeste de Europa, noroeste de África y tierras altas de Etiopía (Cramp & Simons, 1977; Del Hoyo *et al.*, 1992).

España. En el pasado, invernante regular y nidificante ocasional en Andalucía, con algunos registros de la costa del Levante

y de Cataluña. Actualmente nidifica exclusivamente en Fuerteventura, y es tan sólo divagante en la península Ibérica.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Su población no está globalmente amenazada, aunque como nidificante muestra un marcado descenso en el oeste europeo (Del

Hoyo *et al.*, 1992; Tucker & Heath, 1994). Se calcula que en Europa hay unas 6.000-11.000 pp., que mayoritariamente invernán en el entorno del mar Negro (Tucker & Heath, 1994; Vinicombe & Harrop, 1999). El tamaño de la población mundial se estima entre unos 130.000 y 200.000 ejemplares (Rose & Scott, 1997).

La población magrebí actual debe superar los 2.500 ejemplares estimados por Rose & Scott (1997). En Marruecos se censaron 1.513 invernantes en 1995 (Delany *et al.*, 1999) y 1.361 aves en un censo parcial en mayo 1999 (Green, 2000). Se registra el Tarro Canelo regularmente en Argelia (donde pocos humedales son censados periódicamente, ver Scott & Rose, 1996) y Túnez (crió en 1995: Yésou & South, 1995). Sin embargo, no hay duda de que esta población magrebí ha sufrido un declive destacado desde los años sesenta, cuando Vielliard (1970) estimó la población nidificante en el Atlas medio marroquí en unas 1.000 pp., más varios cientos de parejas más hacia el sur (p. ej. 50 pp. en Lac Iriki, 90-150 pp. en Dayet Tiour, dos humedales destruidos desde entonces). Esta especie ya había desaparecido como nidificante de grandes extensiones del norte de Marruecos antes del año 1960 (Heim de Balsac & Mayaud, 1962; Green *et al.*, 2002). Dicho declive posiblemente explica, en su mayor parte, la desaparición de la especie como visitante post-reproductiva en Doñana (Vielliard, 1970; véase a continuación).

España. Probablemente la población española se nutre de inmigrantes nacidos en el norte de África, y es posible que la española funcione como un sumidero (pero no hay buenos datos y la especie está en declive en otros países). Hasta 500 ejemplares invernaban en las marismas del Guadalquivir hasta los años sesenta, donde solían residir desde agosto hasta febrero o marzo (Valverde, 1960; Vielliard, 1970). No se sabe con certeza si algunas parejas llegaron a criar en la Península, aunque ciertos autores han sugerido esta posibilidad, localizando su antigua distribución en zonas húmedas del centro y sur peninsular (Gil Lletget, 1945; Bernis, 1966a). En el siglo XIX se citaba hasta en Girona (en Vayreda: Vielliard, 1970). En la actualidad prácticamente ha desaparecido. Esporádicamente se observan ejemplares divagantes por toda la Península, preferentemente en época invernal, siempre sin seguir un patrón fenológico concreto (Díaz *et al.*, 1996). Estos avistamientos recientes son muy difíciles de interpretar, pues la especie escapa frecuentemente de las colecciones cautivas, donde es común. Probablemente llegan algunos grupos pequeños de aves silvestres desde Marruecos en la época post-nupcial.

Canarias. Se distribuye en la isla de Fuerteventura, en lo que parece ser una reciente colonización natural a partir de individuos procedentes de colonias situadas en la cercana costa sahariana (a 100 kilómetros de distancia). Los núcleos reproductores más próximos a la isla son los del gran lago de Khnifiss (Thevenot *et al.*, 1988), así como las lagunas de El Aaiun (Valverde, 1957) y otras zonas húmedas del antiguo Sáhara español (Peris, 1981, datos propios). No existe información respecto a que la especie visitara antiguamente humedales canarios, aunque no es descartable. La primera observación conocida para el Archipiélago fue la de una pareja en una pequeña laguna mayorera en 1994, donde nacieron seis pollos (Neave, 1994). A partir de ese año, el número de parejas y de zonas ocupadas ha sido muy fluctuante, alcanzando un máximo de 6 pp. en 1999 (C. J. Palacios, datos inéditos) y un mínimo de 2 pp. en 2002, detectándose un descenso poblacional paralelo a la degradación y reducción de las zonas de cría apropiadas. En 2001, un ejemplar fue visto en el sur de Gran Canaria, en una pequeña charca de la localidad de Tenefé, y al año siguiente una

pareja, en lo que puede ser el primer intento de cría en la vecina isla.

La presencia de una pareja de Tarro Canelo en Gran Canaria pudiera indicar la colonización del sur de esta isla por la especie, existiendo zonas parecidas en el sur de Tenerife. En Fuerteventura, la escasez de zonas húmedas impide la presencia de una población mayor a la actual. En todo caso, la evidente fragilidad de la población canaria, dada su reciente instalación, largos periodos de sequía, falta de protección y escasez de hábitat apropiado hacen muy difícil su viabilidad.

Andalucía. En la segunda mitad del siglo XIX, se registraba en las provincias de Cádiz, Sevilla, Málaga y Almería (Vielliard, 1970), y se citaba como nidificante en las marismas del Guadalquivir y la laguna de Fuente de Piedra (Raya, 1993). Es posible que criase en estas dos localidades y en la laguna de la Janda (Cádiz) hasta los años cincuenta del siglo XX (Vielliard, 1970; Raya, 1993). Chapman y Buck (1910) la cita como común en la laguna de Medina (Cádiz) en los meses de agosto y septiembre a principios del siglo XX.

El núcleo principal siempre ha sido las marismas del Guadalquivir donde, según Valverde (1960), había unos 200 invernantes en los años cincuenta, y es posible que criasen una o dos parejas en 1958. En 1962 se vieron hasta 500 ejemplares en las salinas de Sanlúcar, llegando a partir de julio y permaneciendo hasta marzo (Hidalgo, 1989). Desde entonces, los censos más destacados son de 15 ejemplares en octubre de 1965, ocho en septiembre de 1967, nueve en septiembre de 1975, seis en noviembre de 1988 y 17 en julio de 1993 (Máñez, 1991a; diarios de la EBD, inédito). En 1969, miembros de la EBD anillaron 20 aves (Raya, 1993), traídos del Sahara (J. J. Chans, com. pers.). En 1973 se anilló otro pollo, probablemente del mismo origen (Fernández-Cruz, 1982).

En la península Ibérica, su recuperación como especie nidificante a partir de ejemplares no escapados de núcleos zoológicos es poco probable debido al descenso de las poblaciones norteafricanas.

ECOLOGÍA

Ocupa todo tipo de zonas húmedas, preferentemente de interior, incluso lagos y llanuras de montaña, llegando en el Tíbet a altitudes superiores a los 5.000 m.s.n.m. En España frecuente humedales de varios tipos, especialmente los que les permiten pastar en los bordes. En Fuerteventura llega a alimentarse en campos de alfalfa. También se nutre en aguas someras y puede anidar en cavidades o nidos al descubierto lejos del agua. En las marismas del Guadalquivir probablemente frecuentaba la Vera. En Marruecos se concentra en lagos de montaña y en embalses (Green *et al.*, 2002), así como lagunas estacionales en la costa atlántica.

Los lugares de cría coinciden en Fuerteventura con las preferencias habituales de la especie: zonas húmedas de interior de aguas poco profundas, preferentemente salobres, incluso pequeños charcos (Cramp & Simons, 1977). Todas ellas son de origen artificial y pequeño tamaño, llegando incluso a visitar balsas de goma. Se le ha visto volando en diferentes lugares de la mitad septentrional de la isla, desde pueblos como Antigua hasta barrancos costeros como el de Pozo Negro. El único nido localizado se encontraba al descubierto y entre dos matorrales, a unos 150 m del agua (Martín & Lorenzo, 2001).

Los primeros adultos se observan en la isla mayorera a partir del mes de septiembre y la abandonan, acompañados de sus crías,

a principios de junio, siendo muy rara la presencia de individuos de la especie durante el periodo estival (julio y agosto). Esta partida coincide con un considerable aumento en el número de ejemplares observados en la Guelta El Aouina, una charca interior cercana al lago Khnifiss y la costa atlántica marroquí, situada al este de Tarfaya y prácticamente frente a las costas de Fuerteventura. En dicho lugar, durante los meses de verano el Tarro Canelo multiplica por cinco su población primaveral hasta superar los 150 ejemplares durante el mes de agosto (Beaubrun *et al.*, 1988), en lo que deben de ser concentraciones de mancada. Probablemente es éste uno de los lugares a donde se trasladan las aves mayoreras una vez concluida la época de nidificación, para proceder a la muda de su plumaje, proceso que reduce su capacidad de vuelo durante cuatro semanas. Otro lugar importante y próximo es la laguna de El Aaiun, donde se estima que se concentra el 20% de la población norteafricana (Scott & Rose, 1996). El lago Khnifiss es al mismo tiempo una importante zona de invernada para la especie; sus más de 300 ejemplares le convierten en la anátida más abundante (Beaubrun *et al.*, 1988).

AMENAZAS

Destrucción y degradación del hábitat. (1) La amenaza más importante es la destrucción de hábitat (Tucker & Heath, 1994): transformación de la mayoría de la superficie de las marismas del Guadalquivir desde los años cincuenta (Saura *et al.*, 2001), extracción de agua para riego en las charcas de Fuerteventura y pérdida continua de humedales marroquíes (Green *et al.*, 2002). En el Magreb, el sobrepastoreo del ganado debe afectar igualmente a la población. Mientras que comparte varios sitios claves en el Atlas medio con la Focha Moruna. El Tarro Canelo es claramente más capaz de explotar los nuevos hábitats artificiales (los embalses) que la focha, y parece menos dependiente de los muy frágiles lagos del Atlas medio (Green *et al.*, 2002). En un principio esto hace que el Tarro Canelo sea más fácil de conservar que la focha. En cambio, el Tarro usa principalmente los bordes de humedales para alimentarse en pastos o en las aguas muy someras y los sedimentos de la orilla. Esto la hace más susceptible a la perturbación humana y la competencia con ovejas, cabras y otros grandes herbívoros abundantes que la focha, que utiliza más el centro de los humedales.

Caza furtiva y persecución. (2) Antes de su protección legal se cazaba en las marismas del Guadalquivir, donde se mataron 13 aves el nueve de noviembre de 1962 (Hidalgo, 1989). En Fuerteventura, los pollos son habitualmente capturados por gente local (los 10 nacidos en una pollada en 1999) y sufren la depredación por parte de gatos cimarrones y gaviotas. En 2002, al menos un pollo murió por la pedrada lanzada por un muchacho. Tam-

bién sufre mortandad por choque contra líneas eléctricas de alta tensión. La caza es igualmente un problema importante en el Magreb (Green, 2000).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Actualmente no hay medidas de conservación concretas para la especie en España o el Magreb, salvo su cría en cautividad en muchos centros zoológicos. En estos últimos, la falta de medidas de seguridad pueden favorecer los escapes de ejemplares semidomésticos. En 2002, una de estas parejas crió seis pollos en el zoo de La Lajita (sur de Fuerteventura), que una vez crecidos fueron liberados. En esta misma isla, el Cabildo ha vallado y colocado carteles en una de las charcas donde nidifica la especie solicitando que no se moleste a las aves. También se ha intensificado la vigilancia.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Para garantizar la llegada de aves de la población principal en el Magreb es imprescindible tomar medidas que frenen la destrucción de hábitat en Marruecos (Green *et al.*, 2002) (1).
- Preparar y llevar a cabo un Plan de Recuperación de la especie en Canarias (2).
- Protección efectiva de todos los humedales de la isla de Fuerteventura donde nidifica el Tarro Canelo (2).
- Creación en Fuerteventura de charcas artificiales y recuperación de las existentes para favorecer la nidificación de la especie (3).
- Instalación de espirales anticolidión en los tendidos eléctricos próximos a las áreas de nidificación (3).
- Prohibición de la caza en sus inmediaciones. Regulación del uso de las aguas superficiales, asegurando el mantenimiento de un caudal ecológico mínimo. Incremento de la vigilancia (2).
- Puesta en marcha de campañas de educación ambiental que erradiquen el robo de pollos (3).
- Estudios sobre el impacto de los depredadores en la productividad de la especie y, en su caso, control de los mismos (4).
- Mejorar el seguimiento y marcaje de ejemplares ubicados en centros de cría en cautividad, para evitar escapes de aves cautivas (especialmente las carentes de marcas) (4).
- Fomentar la colaboración con países del Magreb en conservación, seguimiento e investigación de la especie. Actuaciones prioritarias serían la protección de los sitios clave identificados y delimitación de la distribución de las parejas nidificantes (Green *et al.*, 2002) (2).

Tarro Blanco *Tadorna tadorna*

Casi Amenazado; NT [VU D1]

Autor: Francisco Robledano

El Tarro Blanco tiene una población reproductora de entre 125 y 150 parejas repartidas en unas 30 localidades. Las principales amenazas de la especie es la alteración del hábitat y la instalación de barreras que dificulta el desplazamiento de los pollos a las zonas húmedas, dado que los nidos pueden estar ubicados lejos de las masas de agua. Aunque en los últimos años se está produciendo una expansión de la especie, su pequeño efectivo poblacional hace que califique como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

Paleártica, desde Irlanda hasta el noroeste de China, llegando por el norte hasta Noruega y Finlandia. El área de distribución presenta una discontinuidad entre las poblaciones norte y centro-europeas, mayoritariamente litorales, y las europeas orientales y asiáticas que ocupan zonas continentales de carácter estepario. Entre ambas se disponen pequeños núcleos alrededor del Mediterráneo. En invierno se desplaza hacia el sur, abandonando las regiones más septentrionales y alcanzando el norte de África, el golfo Pérsico, el norte de la India y el este de China (Patterson, 1982). En Europa confluyen dos poblaciones migradoras, la del noroeste de Europa con 300.000 aves, la del mar Negro-Mediterráneo con 75.000 (base de datos de UNEP-WCMC-AEWA, 1997); ambas poblaciones se consideran en aumento aunque para la segunda, los datos de 1999 sugieren una situación “estable o ligeramente decreciente”.

España. Hasta la fecha se ha comprobado su reproducción en las CC.AA. de Cataluña, Valencia, Baleares, Murcia, Andalucía, Castilla-La Mancha, Aragón y Cantabria. Aunque existen datos paleontológicos, arqueológicos e históricos que indican una presencia muy antigua en la Península (Robledano, 1994), la primera cita reciente de reproducción se obtiene en 1972 en el delta del Ebro, núcleo aparentemente colonizado desde el sur de Francia. A partir de este momento se produce una expansión geográfica, paralela a un moderado incremento poblacional, que permite que entre 1976 y 1994 el número de localidades de reproducción se incremente hasta 24-30 (Robledano, 1997). Posteriormente se producen otras colonizaciones pero también son abandonadas algunas localidades de reproducción utilizadas en años anteriores. En general alcanza unas densidades muy bajas, algo mayores en humedales extensos. Su potencial de expansión parece moderado, sin que exista tampoco un refuerzo considerable de individuos procedentes de otros países europeos.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población española ha aumentado desde las primeras citas de reproducción (1-2 pp. en 1972-76) hasta 65-70 en 1995 (Robledano, 1997). En la actualidad puede estimarse en 125-150 pp. reproductoras, la mayor parte en el delta del Ebro (60), Alicante y Murcia (hasta 30).

Como invernante es bastante más abundante, con cifras totales de hasta 6.000 individuos, aunque normalmente oscilan entre 1.000 y 4.000 (Robledano, 1977).

Cataluña. El nuevo atlas de las aves de Cataluña estima la población reproductora actual en 60 pp., con una tendencia poblacional y de distribución (últimos 20 años) en aumento (J. Estrada/ICO *in litt.*).

Litoral mediterráneo. Además del delta del Ebro, la especie cría en diversos humedales costeros de Alicante (hasta 30 pp.) y Murcia (hasta 20 pp.); estas tres zonas constituyen el grueso de la población española. También ha criado en un humedal almeriense (Charcones de Punta Entinas), y se ha citado como reproductor posible en otros humedales valencianos (albufera de Valencia, marjales de Almenara-Canet; Martí & Del Moral, 2003). En la actualidad se cita como reproductor seguro en el delta del Ebro, salinas de Calpe, salinas de Santa Pola, lagunas de Torreveja y La Mata, salinas de San Pedro del Pinatar y otros humedales del entorno del mar Menor (Ballesteros & Casado, 2000). En Alicante cría de forma continuada en la laguna de la Mata desde 1982 (una a cinco pp.; Calvo & Robledano, 1991; Gómez-Serrano & Hernández, 2000). En las salinas de Santa Pola se citan hasta 70 pp. reproductoras en los censos de 1996, población que parece claramente sobreestimada, siendo más probable que oscile entre 20-25 pp. en los años más favorables. No es raro ver grandes concentraciones de estos patos en la laguna de La Mata y, ocasionalmente Torreveja, atraídos por “explosiones” demográficas de *Artemia salina* (Ramos Sánchez & Sarmiento, 1999), pero las poblaciones reproductoras son más exiguas. Además de estos humedales naturales o seminaturales, se ha producido la colonización de un cierto número de masas de agua artificiales cercanas a ellos, como embalses, balsas de riego y depuradoras de aguas residuales por lagunaje (ej. en Santa Pola, Guardamar y algunas localidades murcianas). Aunque no todas las localidades de nidificación son ocupadas cada año, la población total del litoral mediterráneo debe superar habitualmente el centenar de parejas.

Islas Baleares. Citada como reproductora muy escasa en Ibiza y Mallorca, y como posible reproductor accidental en Menorca, en las salinas de Mongofre. En Baleares, parece más importante como invernante que como reproductor (Mejías García & Amengual Ramis, 2000). La nidificación, con un total máximo de dos parejas, se ha comprobado en las salinas de Ibiza y en el Salobrar de Campos, desde mediados de los años ochenta hasta la actualidad (varios autores, 1999).

Andalucía. Actualmente presenta estatus reproductor en las provincias de Sevilla, Huelva y Málaga, con un máximo de 6 pp. en conjunto. Aunque se ha sospechado la reproducción en las marismas del Guadalquivir desde antiguo (Irby, 1895 en Tellería, 1981; Bernis, 1963), no se comprueba hasta 1998 en salinas y zonas de acuicultura, del Parque Natural de Doñana, con un máximo de dos pp. en 1999 y 2000 (Martí, 2001), y de tres nidadas según García *et al.*, (2000). En concreto, el enclave de reproducción dentro de las marismas es Veta la Palma, en la provincia de Sevilla (F. Chiclana, com. pers.). También en 1998 se comprueba la nidificación de una pareja en la laguna de Fuente de Piedra (A. Román Muñoz, com. pers.; Martí, 2001). En el año 2000 también crió una pareja en las marismas del Odiel, con un total de 8 pollos (F. Chiclana, com. pers.; Martí, 2001), en 2001 y 2002 han criado en esta localidad dos parejas (una con 14 pollos) y tres parejas (total de 30 pollos) respectivamente (F. Hortas, *in litt.*; J. M. Sayago, *in litt.*).

Castilla-La Mancha. En Castilla-La Mancha era en el pasado una especie invernante escasa e irregular, comprobándose su nidificación por primera vez en la región en 1989, y regularizándose desde 1991. Ha criado en varios humedales manchegos (Varios autores, 1989), pertenecientes a las provincias en las que se reproduce en la actualidad: en Albacete, en la laguna de Pétrola (años 1998-2000; Sociedad Albacetense de Ornitología); en Toledo, en los Charcones de Miguel Esteban (desde 1991; CAMA-Castilla-La Mancha, 2002), Villacañas (1999, Perea *et al.*, 2000) y en el embalse de Finisterre (años 1999-2000; Perea *et al.*, 2000; 2001); en Ciudad Real (Alcázar de San Juan); y en Cuenca (Manjavacas). La población reproductora en el año 2001 se evaluó en 17-25 pp. (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

Valle del Ebro. Existen citas seguras de nidificación en dos lagunas aragonesas, la Salada de Chiprana (Zaragoza) y Gallocanta (Zaragoza-Teruel) (Robledano & Calvo, 1989; Hernández, 1989; Robledano, 1997; Sampietro, 1998). Las dos son lagunas salobres endorréicas, nidificando en madrigueras de conejos a distancias importantes. Actualmente su estatus en Aragón es de nidificante regular en la primera de ellas, donde han criado de una a seis pp. desde 1984 (Sampietro, 1998; J. M. Sánchez Sanz, com. pers.). En la segunda lo hace sólo cuando las condiciones de la laguna son favorables (1989 y 1990, una y dos pp. respectivamente; Sampietro, 1998).

Cantabria. La cita más reciente de una nueva localidad de reproducción corresponde a Santoña, donde en el 2001 se reproduce una pareja que saca nueve pollos (SEO/BirdLife-Cantabria).

ECOLOGÍA

A un nivel general (tipo de humedal) tanto las poblaciones litorales como las interiores se asocian con frecuencia a hábitats halófilos (salinas, lagunas costeras y lagunas salinas interiores). No obstante, la especie muestra una cierta plasticidad y puede aparecer también en embalses, balsas de riego, lagunas de depuración, e incluso en el medio marino (Patterson, 1982; Robledano, 1994, 1997). En Castilla-La Mancha se encuentra en lagunas hipersalinas, si bien mayoritariamente convertidas en permanentes y eutróficas debido al vertido de aguas residuales (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). Tanto las poblaciones reproductoras como las invernantes son bastante costeras. De 34 localidades conocidas de reproducción, 16 (47%) son salinas, lagunas o marismas litorales, y nueve (27,3%) lagunas interiores, por lo general de carácter estepario y salino. El resto corresponde a hábitats artificiales: depura-

doras, embalses y balsas de riego. En la época de cría la especie requiere una variedad de hábitats que deben estar disponibles casi simultáneamente, aunque no es imprescindible que se localicen espacialmente contiguos. Básicamente requiere hábitats terrestres para nidificar, humedales someros y productivos como zona de alimentación de la hembra durante la incubación -que son defendidos territorialmente-, y cuerpos de agua ricos en alimento y capaces de proporcionar seguridad a los pollos durante su desarrollo. Los hábitats de nidificación deben tener cavidades naturales o excavadas por animales, por ello suelen utilizar roquedos con pequeñas cuevas, dunas o taludes de ramblas con madrigueras de conejo, e incluso espacios cubiertos por vegetación densa. Estos sitios pueden estar relativamente alejados (hasta varios kilómetros) de los territorios de alimentación y de los futuros sitios de crianza de los pollos, lo que exige desplazamientos diarios de la hembra para alimentarse, y un viaje a veces largo y accidentado de los pollos recién nacidos hasta la zona de cría. Un ejemplo extremo sería la nidificación en islas marinas, que exige un largo trayecto a nado de la pollada hasta la costa. En la laguna de la Mata, en cambio, anida en madrigueras de conejo, alejadas hasta 100 metros de la orilla (Calvo & Robledano, 1991). Las zonas de cría suelen ser lagunas costeras o estanques salineros relativamente extensos y profundos, lagunas de depuración, balsas de riego o lagunas interiores.

AMENAZAS

En España la especie está experimentando un proceso de expansión geográfica que no impide que algunas poblaciones reproductoras no se consoliden e incluso desaparezcan, aunque el área ocupada es cada vez más amplia. De hecho, la población estatal parece tender a estabilizarse durante los últimos años.

Muchas de sus localidades de reproducción gozan de algún estatus de protección. No obstante existen algunos factores de amenaza que afectan sobre todo a las parejas reproductoras que anidan o crían en otros hábitats -a menudo subóptimos- en torno a estas localidades.

Alteración del hábitat. (1) Dado que la especie con frecuencia nidifica en hábitats terrestres alejados de los humedales donde se alimenta y cría a los jóvenes, existe un riesgo importante de alteración de aquéllos por urbanización, roturaciones, etc. También hay un riesgo de deterioro del hábitat acuático por diversos procesos: aumento de la cobertura vegetal por drenajes (facilita la predación de los jóvenes), abandono de la actividad salinera (deseccación de zonas de cría). La escasez de lugares de nidificación cercanos a los hábitats acuáticos de alimentación y cría, por modificaciones en el paisaje, obliga a utilizar zonas muy alejadas en tierra o en el mar (islas), incrementando los riesgos durante los desplazamientos. La escasez de sitios de nidificación también puede producirse por el deterioro natural de las cavidades utilizadas. En Baleares se ha señalado la degradación de las salinas abandonadas como causa de la pérdida de hábitat (Mejías García & Amengual Ramis, 2000).

Molestias por la actividad humana. (2) Afectan sobre todo a las zonas de nidificación, en las que la presencia humana puede dificultar el establecimiento de las parejas reproductoras o interferir con la incubación. También tienen lugar en las zonas de cría, obligando a los adultos y jóvenes a realizar un mayor esfuerzo (en huidas, distracción), lo que puede reducir de forma directa su supervivencia, incrementar la interacción entre parejas o facilitar la

predación de los pollos. Localmente puede afectarle la caza ilegal, por ejemplo en Baleares, donde sólo se prohíbe su caza en zonas urbanas y en el Salobrar de Campos (Mejías García & Amengual Ramis, 2000).

Barreras. (1) Dado que se trata de una especie que a menudo nidifica en tierra, es muy sensible a la existencia de barreras en el paisaje que dificultan los desplazamientos a los hábitats acuáticos e incrementan la mortalidad de los jóvenes. Las carreteras constituyen una de las barreras más importantes, conociéndose algunos casos de atropello de polladas.

Interacciones con otras especies. (2) La predación de jóvenes no es muy importante, y las parejas se defienden bien de los ataques de otras aves (gaviotas patiamarillas, en algún caso Garza Real) y de predadores terrestres, realizando una defensa directa o seleccionando hábitats seguros de cría (amplias extensiones de agua, posaderos con gran visibilidad del entorno). No obstante, en combinación con las molestias humanas puede aumentar el éxito de los intentos de predación, que también se ve facilitado - en el caso de predadores terrestres - por el aumento de la cobertura vegetal entorno a las zonas de cría (Robledano, 1986). La proliferación de perros asilvestrados y otras especies de origen doméstico puede impedir la reproducción al incrementar la predación por competencia por los lugares de nidificación (cavidades).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

— Protección legal de la especie y su hábitat: se verifica en la mayor parte de los humedales naturales o seminaturales en los que se reproduce.

— Creación de sitios artificiales de nidificación: se ha realizado con escaso éxito en el Parque Natural de El Fondo de Elx (Comunidad Valenciana).

— Prohibición de la caza en el Salobrar de Campos (Mallorca) y la declaración de la Reserva Natural de les Salines d'Eivissa i Formentera (1995) (Mejías García & Amengual Ramis, 2000).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

— Seguimiento más detallado de la reproducción. Identificación de lugares de nidificación, hábitats de alimentación y crianza, y vías de desplazamiento entre ellas. Estudio del hábitat de cría y diseño de posibles medidas de gestión (3).

— Protección legal y vigilancia de las zonas de nidificación (2).

— Fomentar la instalación de las parejas en zonas seguras, proporcionando cavidades o nidos artificiales en hábitats cercanos a las zonas de alimentación y cría (3).

— Medidas de protección y vigilancia específicas para prevenir molestias en las zonas de nidificación y cría (2).

— Diseño de medidas de protección o gestión en hábitats artificiales (4).

— Protección integral y Plan de Manejo para el conjunto de las salinas costeras, particularmente las abandonadas y las que carecen de figura de protección específica (2).

— Medidas de información y campañas de sensibilización para prevenir molestias (2).

Cerceta Común

Anas crecca

Vulnerable; VU [CR B2b(iii,v)c(iii,iv); C2a(i)+b; D]

Autores: Francisco Arcos, Jorge Mouriño y Rafael Salvadores

La Cerceta Común se reproduce regularmente en las Ribeiras do río Louro (Pontevedra), en el llagu l'Arcina (Asturias) y en las lagunas glaciares de la sierra de Cebollera y Urbión (Soria, La Rioja); nidifica también de forma esporádica o accidental en localidades dispersas de casi toda España peninsular, y probablemente en las lagunas y embalses de la sierra Segundera (Zamora). De hábitos inconspicuos y ligada a humedales con una densa cobertura vegetal. La degradación de los ecosistemas acuáticos que la acogen, las molestias humanas derivadas del turismo y el sobrepastoreo de ganado vacuno amenazan su conservación. A pesar del reciente descenso de invernantes en Galicia, y de la aparente tendencia a la baja de los efectivos de algunas regiones europeas, parece razonable considerar que el gran tamaño de la población (mínimo de un millón de parejas) sigue garantizando la capacidad de "rescate" de los efectivos ibéricos, lo que unido a la aparente capacidad colonizadora de la especie en años de intensas precipitaciones, hace disminuir notablemente su riesgo de extinción, justificándose la disminución de dos niveles la categoría de amenaza, calificando finalmente como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

Especie polítípica (Sangster *et al.*, 2002) de distribución Paleártica; se extiende a lo largo de un vasto territorio que va de Islandia a la península de Kamchatka y desde la franja costera subártica hasta la costa oeste del mar Negro (Snow & Perrins, 1998; Del Hoyo *et al.*, 1992).

España. Se reproduce regularmente en las Ribeiras do río Louro (Pontevedra) al menos desde el año 1976 (Bárcena, 1978), en el llagu l'Arcina (Asturias) desde 1987 (Álvarez-Balbuena *et al.*, 1993; E. García *in litt.*) y en las lagunas glaciares de las sierras de Cebollera y Urbión (Soria, La Rioja) probablemente desde 1991 (J. L. Hernández-Hernández, *in litt.*). En años de intensas precipitaciones lo hace en las marismas del Guadalquivir (García *et al.*,

2000), y al menos de forma esporádica o accidental en un humedal de la provincia de A Coruña, uno de Lugo, cuatro de Asturias, uno de Zaragoza, uno de Tarragona, dos de Valencia y uno de Huelva y Sevilla. Recientes informaciones apuntan la existencia de un núcleo reproductor en las lagunas y embalses de la sierra Segundera (Zamora) (J. Sanz-Zuasti, *in litt.*).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Se estima en 1-1,6 millones de parejas el tamaño de la población reproductora europea. La mayor parte se localiza en Rusia, con más del 78% del total (cálculos derivados de BirdLife International/EBCC, 2000) y en declive moderado, aunque esta tendencia podría no estar basada en información cuantitativa y seguimiento, a falta de años de la estima y referencia bibliográfica en la fuente anteriormente señalada. Sin tener en cuenta este territorio, el resto de los países de Europa que concentran los principales efectivos (países con población mínima estimada mayor de 1.000 pp.) acumulan un total mínimo próximo a 250.000 pp., de las cuáles, el 95% se encuentra en una situación de estabilidad, señalándose declive moderado en Letonia, Lituania, Alemania y Países Bajos (poblaciones mínimas y cálculos derivados de BirdLife International/EBCC, 2000). Las razones de los descensos no están claras, pero la destrucción o el deterioro de los hábitats de reproducción por drenajes, entre otras actuaciones, debieron ser factores importantes (Hustings & Pöysä, 1997).

España. Salvo en las Ribeiras do río Louro, llagu l'Arcina y probablemente las lagunas glaciares de la sierra de la Cebollera, la reproducción de la especie en el resto de humedales españoles se podría considerar como esporádica o accidental, y condicionada en parte por la cuantía de las precipitaciones anuales. Buena parte de los registros de nidificación posible podrían relacionarse con la presencia de ejemplares estivales, aunque también podrían enmascarar ejemplares reproductores en localidades muy vegetadas y poco visitadas. La invernada de la Cerceta Común en España en el periodo 1980-2001, a pesar de su variabilidad interanual, fluctuaciones y diferencias entre distintas regiones, muestra en conjunto una tendencia positiva altamente significativa (SEO/BirdLife, 2002). Sin embargo, al menos en Galicia, de 1992 a 1996 comienza un periodo de decremento oscilante, interrumpido en 1997 y 1999 por la aparición de olas de frío, intuyéndose una prolongación del mismo en 1998 (Lorenzo & De Souza, 2002). En las Ribeiras do río Louro la invernada de la especie ha sufrido un descenso altamente significativo entre los años 1987 y 2000, habiéndose también observado declives simultáneos, de hasta un 30% de los máximos registrados, en las poblaciones de casi todas las lagunas litorales gallegas, relacionada, al menos en parte, con la degradación del hábitat, en el que han debido influir la expansión del Carpín (*Carassius auratus*) y del cangrejo americano (*Procambarus clarkii*) (Lorenzo & De Souza, 2002).

Andalucía. Se reproduce en las marismas del Guadalquivir, aunque tan sólo en años de pluviometría elevada (García *et al.*, 2000). Entre 1976 y 1978, Amat (1982) confirma la reproducción de una pareja. Posteriormente se ha comprobado la nidificación en 1996 con 3 pp., 1997 con 1-4 pp. y 1998 con 3 pp.; no se ha reproducido en el periodo 1991-95 ni en los años 1999 y 2000, todos ellos con precipitaciones inferiores a la media (Equipo de Seguimiento de la EBD y Área de Conservación del PND, inédito). Valverde (1960) ya recoge que en años con niveles de agua eleva-

dos en primavera, se registra la reproducción de pequeños números de la especie.

Existen asimismo dos cuadrículas en la provincia de Jaén con datos de reproducción posible en el año 2000. Por último, Bárcena (1978) cita un comentario personal de Valverde, de una hembra con pollos en unas charcas próximas a la laguna de Fuentepiedra en 1963.

Aragón. Tan sólo se ha comprobado la nidificación en la laguna de Gallocanta, donde se ha registrado por primera vez en 1975 (Lucientes, 1977) y posteriormente en los años 1980 y 1992 (Sampietro *et al.*, 1998), siendo posible al menos en 1973 (Aragüés *et al.*, 1974).

Asturias. La primera nidificación confirmada corresponde al año 1989 en el llagu l'Arcina (Cangas de Onís, P. N. de Covadonga) donde su presencia en época de reproducción fue descubierta ya en 1987 (Álvarez-Balbuena *et al.*, 2000); los efectivos registrados en esta localidad oscilaron entre 1-11 pp., habiéndose detectado una tendencia regresiva (E. García, *in litt.*). A este pequeño humedal se unen el embalse de San Andrés (Gijón), con reproducción confirmada en los años 1998 (1 pp.) y 1999 (2-3 pp.), y reproducción probable en 2000 (1-2 pp.) y 2001 (1 pp.) (E. García, *in litt.*); el embalse de la Furta, Nubleo (Corvera), con 1 pp. confirmada en 2000 y probable en 2001 (García Sánchez, *in litt.*); y la ría de la Villa, con 1 pp. confirmada en 2000 (E. García, *in litt.*) y probable en 1997 (Carballal, en prensa) y 1999 (Morred-Ferrín, *in litt.*). Fue posible la nidificación en el embalse de Rusecu (Sobrescobio) en 2000 (1-3 pp.) (E. García, *in litt.*).

Castilla-La Mancha. Existen citas de reproducción posible en dos cuadrículas de la provincia de Ciudad Real en 1999 y 2001 respectivamente (Martí & Del Moral, 2003).

Castilla y León. Se ha comprobado la reproducción en tres pequeñas lagunas glaciares de la sierra de la Cebollera y Urbión (Soria, La Rioja): laguna Cebollera en 1999 con 1-8 pp. y lagunas Castillo de Vinuesa y Peña Negra en 2001 con 1 pp. respectivamente. En Cebollera la nidificación ha sido probable al menos en 1991 con 6 pp., en 1996 con 9 pp. y en 2001 con 8 pp. (J. L. Hernández-Hernández, *in litt.*). Existen también datos de reproducción probable y posible en las lagunas de Villafáfila (Zamora) para el periodo 1986-2001 con 1-2 pp. (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999; Servicio Territorial de Medio Ambiente de Zamora, inédito). En la provincia de Burgos se considera probable la nidificación en la laguna Haedillo (monte la Campiña) en 1989, con 1-2 pp., y en las turberas de la Herbosa en 1991 con 1-3 pp. (Román *et al.*, 1996), no disponiéndose de nuevos registros para ambas localidades (C. Palma, com. pers.). En Salamanca existen datos de cría posible en el río Águeda (Carnero & Peris, 1988) y en 1999 en una nueva localidad (Martí & Del Moral, 2003). También en el pantano del Ebro (Noval, 1975), en la charca los Corrales (inédito Junta de Castilla y León) y en 1992 en la laguna de la Nava (Jubete, 1993) donde no se han producido nuevos registros desde entonces (F. Jubete, *in litt.*), ni tampoco en los restantes humedales.

Cataluña. Existen registros de nidificación esporádica de 1 pp. en el delta del Ebro, donde tan sólo fue comprobada en 1986 (Martínez-Vilalta, 1990) y 1999 (Martí & Del Moral, 2003), considerándose probable en 1978 y 1979 (Vilalta & Motis, 1989). Muntaner, *et al.* (1983) confirman la reproducción también de una pareja en el río Tordera, cerca de Hostalric (Barcelona), siendo probable la nidificación en los Aiguamolls de L'Empordá en 1985 (Sargatal & Del Hoyo, 1989), donde se ha registrado la presencia de 1-2 ejemplares estivales en 1998 (PAEA, 2001), y posible en el delta del Llobregat (Muntaner *et al.*, 1983).

Comunidad Valenciana. Tan sólo se ha confirmado la reproducción en el Marjal del Moro (Sagunto) en el año 1996 (M. Yuste, com. pers.). En el año 1997 fueron observadas tres aves juveniles en la segunda decena de junio en el Tancat de Zacarés (albufera de Valencia) (Dies, 1999), hecho que vendría a confirmar también la reproducción en esta localidad.

País Vasco. De Juana & Lobo (2002) recogen indicios de cría de la especie en Salburúa (Vitoria-Gasteiz).

Galicia. Tan sólo se ha comprobado la reproducción en dos localidades, la laguna de Louro (Muros, A Coruña), donde criaron 1-2 pp. en 1998 (X. Vázquez-Pumariño, *in litt.*), y las Ribeiras do río Louro (Pontevedra), cuyos efectivos se concentran principalmente en la laguna de Budiño, donde existen datos anuales al menos desde 1976 (Bárcena, 1978), con unos efectivos que oscilaron entre 1-36 pp. (datos propios; Domínguez, 1983; Vidal, 2000; Gil, 2000; Xunta de Galicia, 1989, 1991 y 1998). En esta localidad, la tendencia global, aunque con fluctuaciones, ha sido regresiva y significativa, pasando de 11,92 ($\pm 2,42$) pp. en el periodo 85-95 a 3,11 ($\pm 1,39$) en el periodo 96-2002, cuando los efectos de la degradación del hábitat comienzan a dejarse notar.

Además existen indicios de reproducción probable de 1 pp. en la Veiga de Pumar (Castro de Rei, Lugo) en 1995 (Martínez, 1996), humedal desecado en la actualidad, y de 1-2 pp. en el año 1998 en la laguna de Cospeito (Lugo) (Salaverri & Munilla, 2000). Se considera además posible la reproducción de 1 pp. en tres localidades de la provincia de Ourense próximas entre sí, el río Limia (Rairiz de Veiga) (Mouriño & Sierra, 1994) y las brañas de Golpellás (Calvos de Randín) (Domínguez & Arcos, 1994) en el año 1993, y el embalse de Salas (Calvos de Randín) en el año 1994 (datos propios).

Con anterioridad la reproducción fue probable en las marismas de Baldaio (Carballo, A Coruña) en 1973 y 1978 (J. A. de Souza, *in litt.*), y se confirmó en la laguna da Frouxeira en 1974 (Corral, 1974).

ECOLOGÍA

Selecciona principalmente humedales de aguas eutróficas, pero si existe alimento suficiente, tolera aguas neutras o con cierto nivel de acidez (Cramp & Simmons, 1977). En España ocupa principalmente pequeños humedales, tanto naturales como de origen artificial, desde el nivel del mar hasta cotas superiores a los 1.800 m s.n.m., de aguas dulces o salobres y que forman en ocasiones parte de sistemas más complejos. Las localidades de cría más habituales son pequeñas lagunas de origen glaciar en cotas elevadas, con una densa vegetación acuática de porte herbáceo, aunque también son frecuentes aquellos humedales ubicados en alturas inferiores a los 300 m s.n.m. con una diversa y bien desarrollada vegetación de macrófitos flotantes y emergentes. Fuera de la época de reproducción está presente en casi todo tipo de humedales, tanto costeros como de interior, en aguas por lo general ricas en nutrientes. Las aves reproductoras muestran un comportamiento inconspicuo, hecho que dificulta en gran medida el censo de las mismas.

Las parejas se forman en las áreas de invernada o durante la migración primaveral, manteniéndose hasta que el macho abandona a la hembra durante la incubación (Sowls, 1955). Las cópulas también se producen antes de llegar a los lugares de reproducción (McKinney, 1986). Es la hembra la que generalmente regresa al área natal, siendo acompañada por el macho. La mezcla en las

áreas de invernada de efectivos procedentes de diferentes áreas geográficas o subpoblaciones incrementa las oportunidades de emparejamiento entre ejemplares de diferente origen, y el intercambio genético (Owen & Black, 1990).

Se observan en la especie marcados cambios en sus efectivos poblacionales a corto plazo, en respuesta a factores tales como oscilaciones de los niveles de inundación o mortalidad invernal (Hustings & Pöysä, 1997). Localmente puede responder rápidamente al manejo del hábitat, como la consecución de niveles de agua altos y estables, que se traducen en unas mejores oportunidades de reproducción y en un incremento de la disponibilidad de alimento (Fox, 1986).

Es una especie eminentemente migradora, en la que se han descrito varias rutas de desplazamiento, aunque con un considerable grado de solapamiento y cambios evidentes de unos años a otros; estos movimientos se ven influenciados además por olas de frío (Cramp & Simmons, 1977). Dos rutas migratorias afectan a la península Ibérica, la Atlántica, que recoge aves del norte de Rusia, estados Bálticos, Finlandia y Escandinavia, norte de Polonia, norte de Alemania y Dinamarca; y la centroeuropea, con aves del norte de la antigua Unión Soviética y Europa central (Cramp & Simmons, 1977; Asensio & Carrascal, 1992). El porcentaje de aves procedentes de la ruta migratoria centroeuropea es más alta en el sector mediterráneo que en los sectores cantábrico y suroeste (Extremadura, Huelva, Sevilla, Cádiz y Córdoba) (ver Asensio & Carrascal, 1992); a su vez este porcentaje es más alto en el sector suroeste que en el cantábrico. Los datos que se manejan sugieren que las cercetas del sector cantábrico proceden de la zona atlántica europea o, al menos, migran a través de esta vía. La población reproductora española se concentra prácticamente en este sector, e hipotéticamente estaría más en contacto con los efectivos de países como Alemania, Letonia, Lituania y Rusia (con tendencias regresivas en el periodo 1970-1990 BirdLife International/EBCC, 2000).

En julio comienzan a verse ejemplares en dispersión o migración. En Gallocañta se producían concentraciones estivales (junio) de varios cientos de ejemplares al menos en la década de 1970 (F. Hernández com. pers.), de origen desconocido aunque posiblemente procedentes de las poblaciones francesas. En Extremadura, pequeños grupos han permanecido en época estival en algunos puntos de las cuencas del Tajo y Guadiana, sin llegar a confirmarse la reproducción (J. M. Sánchez-Guzmán, *in litt.*).

AMENAZAS

Es una especie sensible a las perturbaciones humanas de toda índole (Cramp & Simmons, 1977); así, la caza invernal en las Ribeiras do río Louro, unida a las molestias humanas y a la recogida de huevos y patos mancones en época estival, debieron suponer importantes trabas al desarrollo de la población local antes de 1982.

Degradación del hábitat. (1) Desde principios de los años ochenta, el hábitat de la Cerceta Común en las Riberas do río Louro ha sufrido una progresiva degradación, cuyos efectos han comenzado a notarse en la segunda mitad de la década de 1990. En ella cobra una importancia destacable la colmatación acelerada del lecho de la laguna de Budiño, que en la actualidad limita enormemente las áreas de encharcamiento; el origen de este proceso se encuentra en los movimientos de tierra inducidos por obras de diversa tipología y en el arrastre de materiales proceden-

tes de las explotaciones de granito en la ladera este del valle. Acentuaron los efectos de la colmatación las alteraciones hídricas derivadas del dragado del río Louro en el verano de 1990, a lo que se le unió la entrada directa de aguas industriales sin depurar a la citada laguna procedentes de uno de los polígonos industriales, dando como resultado graves problemas de eutrofización. Simultáneamente se produjeron cambios drásticos en las comunidades vegetales, con una gran expansión de la enea (*Typha latifolia*) y la casi desaparición de especies flotantes, que se sospecha han tenido importantes consecuencias en los microhábitats de alimentación de polladas y aves adultas. La disminución de la superficie de las ya actualmente mermadas zonas de recarga del acuífero que alimenta la laguna de Budiño, podría hipotecar la conservación de este humedal. Prueba de la degradación del hábitat lo muestra la ya mencionada tendencia a la baja de los efectivos invernantes de esta especie en el conjunto del humedal. Además, paralelamente a la disminución de la Cerceta, han desaparecido como reproductoras otras especies antes abundantes: zampullines, avetorillos, fochas, gallinetas y ánades.

Molestias humanas. (1) El exceso de turismo en las orillas del llagu l'Arcina, en el Parque Nacional de Picos de Europa, parece tener un efecto muy negativo sobre los efectivos aquí asentados, y en donde ya han desaparecido por este motivo otras aves acuáticas reproductoras (E. García, *in litt.*). El exceso de pescadores y visitantes comienza a ser un problema en las lagunas de la sierra de la Cebollera, concentrados fundamentalmente en la laguna Cebollera, principal punto de nidificación de la Cerceta en la zona, hecho que pudo inducir la dispersión de la especie hacia el resto de pequeños humedales de la sierra (J. L. Hernández-Hernández, *in litt.*). Problemas de similares características deben también actuar en los humedales de la sierra Segundera.

Molestias derivadas del pastoreo. (4) Hay que sumar también en el llagu l'Arcina el efecto del sobrepastoreo de ganado vacuno en sus orillas, con riesgo de pisoteo de puestas (E. García, *in litt.*); en la laguna Cebollera el riesgo pudiera proceder del tránsito de ciervos que acuden a la misma a abrevar (J. L. Hernández-Hernández, *in litt.*).

La laguna Cebollera se encuentra artificialmente recrecida por la construcción de un muro de piedra, que incrementa la capacidad de acogida para la Cerceta; en varias ocasiones fue propuesta la recuperación a su estado original, a través de la retirada de este azud, circunstancia que conllevaría posiblemente la desaparición de la mayor parte de la población (J. L. Hernández-Hernández, *in litt.*).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

— Censo de aves acuáticas reproductoras de la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia en 1989, 1991 y 2001.

- El llagu l'Arcina se encuentra en el interior del Parque Nacional de los Picos de Europa.
- Las sierras de Urbión y Cebollera forman parte de una ZEPA y solapan en buena parte con la Reserva Nacional de Caza de Cameros y la de Urbión. A partir de los 1.700 m s.n.m., la zona está catalogada como Área de Protección de Cumbres según el Plan Especial de Protección del Medio Ambiente Natural de la Rioja (1989). El PORN para la sierra de Cebollera se aprobó en 1994; incluye cuatro lagunas protegidas por la Junta de Castilla y León como zonas Húmedas de Interés Especial: laguna Larga, laguna Helada, laguna Negra y laguna Cebollera (Viada, 1998).
- La sierra de Sanabria está parcialmente incluida en el Parque Natural del Lago de Sanabria y alrededores. Monumentos Naturales los lagos de la Baña (731 ha) y de Truchillas (1.066 ha). Alberga 13 lagunas protegidas por la Junta de Castilla y León en 1994 como Zonas Húmedas de Interés Especial (Viada, 1998).
- El Espacio Natural en régimen de Protección General de las Ribeiras do río Louro (Gándaras de Budiño) se encuentra dentro de la propuesta española de LIC, para su integración definitiva dentro de la red Natura 2000.
- La Confederación Hidrográfica del norte ha contratado un proyecto de restauración integral de las Ribeiras do río Louro. Asimismo se encuentra acometiendo las obras de saneamiento de toda la cuenca del río Louro, que mejorarán sustancialmente la calidad de las aguas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Seguimiento exhaustivo anual de los efectivos, al menos en las tres localidades de cría continuada (1).

Restauración del hábitat en las Ribeiras do río Louro y mantenimiento de las actuales áreas de recarga del acuífero que alimenta la laguna de Budiño y su entorno (2).

Ordenación efectiva del uso público en el conjunto de lagunas glaciares de la sierra de la Cebollera, sierra Segundera y del llagu l'Arcina (P.N. Picos de Europa) (2).

Regulación de usos ganaderos en las orillas del llagu l'Arcina (P.N. Picos de Europa), de forma que puedan ser compatibles con la reproducción de la especie (2).

Manejo puntual del hábitat, siendo necesario, en particular, el mantenimiento del azud artificial de la laguna Cebollera (5).

Ánade Rabudo

Anas acuta

Vulnerable; VU [EN D]

Autores: Blas Molina, Manuel Mániz y Fernando Ibáñez

El Ánade Rabudo cuenta con una población exigua (50-100 parejas en años favorables) que fluctúa notablemente de un año para otro dependiendo de las precipitaciones primaverales y de las condiciones hídricas de los humedales en los que cría. Sólo existe como reproductora habitual en las marismas del Guadalquivir y de forma esporádica en localidades repartidas por toda la península Ibérica en donde destaca La Mancha húmeda, que podría haber sido un lugar habitual de reproducción. En el pasado esta región del interior peninsular sufrió una intensa degradación que no permite esperar que mantenga su importancia para la especie. El deterioro de la calidad del hábitat favorable parece asimismo haber supuesto la amenaza más importante, que en conjunto ha puesto a la especie en una situación delicada. También se ve afectada por depredadores terrestres. Debido a su pequeña población reproductora y teniendo en cuenta que durante el invierno la península Ibérica acoge importantes contingentes, que probablemente permiten ejercer un efecto rescate, se justifica la disminución de un nivel la categoría de amenaza, y califica por ello como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

Es una especie que cría principalmente en el norte del continente euroasiático y Norteamérica, y nidifica de forma dispersa en regiones más meridionales (Cramp & Simmons, 1977; Del Hoyo *et al.*, 1992). La población europea, que cuenta con aproximadamente el 10% de los efectivos mundiales (Rose & Scott, 1994) se ha estimado en un mínimo de 170.000 pp., la mayor parte en Rusia y en Finlandia (Hagemeyer & Blair, 1997; BirdLife International/EBCC, 2000).

España. La población reproductora en nuestro país es muy pequeña y marginal y, excepto para las marismas del Guadalquivir, la cría es esporádica en casi todos los humedales en los que se ha constatado su reproducción. La Mancha húmeda pudo haber sido un segundo lugar de cría en el pasado, aunque en la actualidad esta región la reproducción es muy ocasional.

Como invernante su distribución en España es mucho más amplia, destacando nuevamente las marismas del Guadalquivir y otros humedales importantes como el delta del Ebro, río del Eo (Galicia/Asturias) y algunos humedales del entorno de Doñana, sin dejar de mencionar otros cientos de humedales que reciben efectivos más modestos (SEO/BirdLife, 2002).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población rusa, la más importante, con unas 150.000 pp. como mínimo, parece haber tenido un ligero declive aunque no hay información actualizada (BirdLife International/EBCC, 2000). En Finlandia crían una media de 25.000 pp. y la población sufrió un aumento durante el periodo 1960-1970, pero disminuyó ligeramente entre 1970-1990, especialmente la población más meridional. En los últimos años la población se mantiene estable con notables fluctuaciones de un año para otro (T. Lehtiniemi, com. pers.). El resto de la población europea posee contingentes reproductores de menor importancia. En Francia la reproducción es marginal (5-10 pp.) y no fue evaluada en el Libro Rojo francés, incluyéndose en una categoría de especies para vigilar (Rocamora & Yeatman-Bertelot, 1999).

La tendencia en España puede considerarse estable aunque presenta fluctuaciones notables entre años. En España nidifica de forma ocasional en algunos humedales ibéricos. La única población reproductora que parece tener cierta regularidad (dentro de su carácter fluctuante) se encuentra en las marismas del Guadalquivir. Ésta parece ser la tónica general desde mediados del siglo pasado, cuando se señalaba como lugar de cría de unas pocas parejas, pero no todos los años (Bernis, 1966a; Mountfort & Ferguson-Lees, 1961) o como “nidificante muy común algunos años” según Valverde (1960).

Marismas del Guadalquivir. El principal lugar de reproducción e invernada. Se reproduce sólo cuando los niveles de inundación de la marisma son elevados sin llegar nunca al centenar de parejas. En ocasiones permanecen adultos no reproductores en la zona que no llegan a criar por falta de agua, o por mal estado físico de los individuos (García *et al.*, 2000).

Entre los años 1992 y 1995, cuatro años de fuerte sequía en la zona, sólo se registró un dato de reproducción, justamente en el año 1995 en una de las pocas zonas con agua existente (una hembra con siete pollos). En la primavera de 1996, coincidiendo con abundantes precipitaciones y la eliminación previa (por parte del Parque Nacional) de depredadores terrestres en las zonas emergidas de la marisma se constató la cría de unas 40 pp. En 1997 sólo se controlaron 8 pp. reproductoras y en 1998 sólo se detectaron adultos en primavera, pero ninguna nidada, y, sin embargo, fueron años de abundantes precipitaciones. Por otra parte, en 1999, año seco, no se constató su reproducción y en 2000, año de precipitaciones cercanas a la media de los últimos 20 años, sólo se vieron algunos adultos en primavera. En el año 2001 las precipitaciones fueron ligeramente superiores a la media, pero su distribución a lo largo del otoño-invierno fue bastante uniforme, lo que propició un buen nivel de inundación durante la primavera, y se volvió a registrar un elevado número de parejas reproductoras, en torno a las 40-45 pp. para el Parque Nacional de Doñana (Equipo de Seguimiento EBD-Área de Conservación del PND, 1997-2001) y, sin embargo, en el año 2002 sólo han criado unas 5 pp. en las marismas de Hinojos.

Estos datos se refieren a las marismas de la margen derecha del Guadalquivir y a las islas, pero en años de abundantes precipitaciones no es nada fácil transitar por la marisma, por lo que se

pueden dejar sin controlar en la época adecuada algunas zonas propicias para esta especie (fundamentalmente almajales), tanto en zonas marismeñas sin proteger como en los parques (Nacional y Natural), y además algunas parejas podrían intentar la cría en las marismas transformadas de la margen izquierda. Por todo ello, se estima que las cifras mencionadas se refieren al número mínimo de parejas reproductoras, pero se estima que en ningún caso se ha superado en total el centenar de parejas. Así pues, la tendencia continúa siendo irregular, como hace 35-40 años (Valverde, 1960; Bernis, 1966a; Mountfort & Ferguson-Lees, 1961).

La Mancha. Crió antiguamente en algunas lagunas (Purroy, 1997) y ahora sólo ocurre de forma excepcional. En 1996 sólo hay un dato de reproducción en los Charcones de Miguel Estéban (De la Puente, 1997). Durante la primavera de 1997 -coincidiendo con un periodo de intensa lluvias- se estimaron 18-26 pp. reproductoras constantándose en lagunas como Pedro Muñoz (Toledo), Manjavacas (Cuenca) o El Hito (Cuenca) (Velasco, 1999). En 1998 se registraron 9-16 pp. (Ciudad Real 5-8 y Toledo 4-8) (Velasco, 2002; Consejería de Medio Ambiente, datos inéditos). En el año 2001 no se constató ninguna pareja reproductora (Consejería de Medio Ambiente, datos inéditos). Esto confirma que su reproducción está ligada a las condiciones de sequía-inundación de estos humedales.

Resto de España. Existen registros de su reproducción en diferentes humedales repartidos por toda la geografía. En Álava ha criado por primera vez en el año 2001 en Ullibarri-Gamboa, y en Valladolid, concretamente en Peñaflor de Orniña, lleva criando dos temporadas en una charca temporal originada por abundantes precipitaciones (A. Onrubia, com. pers.). Crió en la Cañada de las Norias (Almería) en 1995 (Ayala *et al.*, 1995). Otros humedales en los que se ha reproducido con éxito, aunque no lo ha vuelto a hacer hasta la actualidad, son: el Marjal de Oliva (Valencia) (Gómez-Serrano *et al.*, 2000), Salina de Barrillos (Villafáfila, Zamora) (Regueras, 1985; Alberto *et al.*, 1985) y laguna de la Zaida (Used-Zaragoza) (Sampietro *et al.*, 1998).

Invernada. Durante los censos de invierno se han llegado a superar los 60.000 ejemplares en España, siendo igualmente las marismas del Guadalquivir la principal área de invernada con una media de 10.000 ejemplares, aunque se superan los 40.000 en los mejores años, lo que supone más del 60% de la población invernante ibérica (Del Moral & Frías, 2002). Otras zonas húmedas importantes para la invernada son el delta del Ebro, la ría del Eo y otros humedales del entorno de Doñana (Del Moral & Frías, 2002). Parece ser que la población invernante en España supone un importante porcentaje de la población invernante total europea, aunque hasta el momento no ha sido estimada.

ECOLOGÍA

Es una especie que de forma natural se reproduce de forma fluctuante y está muy influenciada por los cambios ambientales. Para criar utiliza pastizales encharcados periódicamente cercanos a extensas masas de agua (Cramp & Simmons, 1977). En España depende de condiciones meteorológicas favorables, como son finales de inviernos especialmente lluviosos, utilizando en algunos casos charcas temporales con aguas someras (ej. García *et al.*, 2000; Velasco, 2002).

En las marismas del Guadalquivir cría en las "vetas" (pequeñas zonas elevadas de la marisma que no suelen inundarse, por lo

que poseen una vegetación no ligada a ambientes húmedos en la que predominan gramíneas y compuestas) y "almajales" (zonas de marisma alta en las que predomina el almajo salado *Arthrocnemum macrostachyum*, que sólo se inundan en invierno) y se alimenta de la vegetación subacuática de la marisma baja. El nido es una depresión descubierta o rodeada de vegetación baja, que suelen estar cerca del agua o en islas.

En otras localidades nidifica en zonas con vegetación de diversas plantas vivaces, junqueras, prados y pastizales, en las cercanías de humedales con vegetación subacuática donde se alimenta, utilizando en numerosas ocasiones los cultivos próximos al agua para ubicar el nido (Alberto *et al.*, 1985; Regueras, 1985; Sampietro *et al.*, 1998). Durante el paso ocupa todo tipo de humedales (marismas, embalses, graveras, humedales costeros), y preferentemente marismas durante la invernada.

Las últimas fechas de invernada se registran en el mes de abril y la llegada de aves invernantes o primeras citas postnupciales en septiembre, aunque se conocen citas anuales de aves estivales no reproductoras (véase p. ej. Cabello de Alba, 2002; García *et al.*, 2000; Llandres & Urdiales, 1990).

AMENAZAS

Pérdida de hábitat favorable. (1) por alteración, destrucción y transformación de los humedales en los lugares de cría son los principales problemas que comprometen su conservación. Ésta es la principal causa del declive de la población rusa (Perennou *et al.*, 1994). Concretamente en España, la desaparición de charcas temporales por drenaje y disminución del nivel freático ha provocado un merma importante de hábitats adecuados para su reproducción. Es el caso de La Mancha húmeda en donde la explotación de las aguas subterráneas para cultivos de regadíos por encima de su capacidad natural para renovarse, así como los encauzamientos de ríos, ha provocado un paulatino proceso de degradación del complejo sistema hídrico de esta región: desaparición de numerosos "tablazos", encharcamientos someros y lagunas temporales (Casado & Montes, 1995). Como consecuencia de ello, actualmente sólo se reproducen unas pocas parejas en años muy lluviosos (Velasco, 1999, 2002). Las marismas del Guadalquivir han experimentado una progresiva degradación resultando una calidad de hábitat muy inferior a la situación del pasado, aspecto que ha tenido una influencia directa en la rarefacción de especies antaño mucho más comunes, p. ej.: Porrón Pardo, Cerceta Pardilla, Focha Moruna (para más detalles, véase p.ej. el apartado de Amenazas de la Cerceta Pardilla).

Depredación. (2) En las marismas del Guadalquivir la amenaza actual más importante es la presencia de depredadores terrestres (jabalíes y zorros).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Las únicas medidas conocidas hasta ahora que han beneficiado al éxito reproductor de la especie fue el control de jabalíes y fundamentalmente zorros en 1996 en el Parque Nacional de Doñana (para medidas generales en las marismas del Guadalquivir véase el apartado relevante de Cerceta Pardilla).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Seguimiento de la población reproductora y de sus parámetros reproductivos, especialmente, en sus principales áreas de reproducción (2).
- Caracterización de los lugares de cría (2).
- Promover la protección y recuperación de los numerosos humedales manchegos (propuesta recogida para varias especies amenazadas en Castilla-La Mancha: CAMA-Castilla-La Mancha, 2002) (2).

- Control de los depredadores en el principal lugar de reproducción (2).
- Medidas destinadas a conservar los principales humedales donde se produce la invernada con el objeto de repercutir positivamente sobre la población europea (2).
- Control de la presión cinegética (3).
- Medidas encaminadas a la protección de charcas y humedales temporales (3).

Cerceta Carretona

Anas querquedula

Vulnerable; VU [EN D]

Autores: Jordi Sargatal y José Antonio Díaz Caballero

La Cerceta Carretona tiene una población muy pequeña y fluctuante (probablemente inferior a las 100 parejas) con tendencia al declive. El contingente reproductor está sujeto a grandes fluctuaciones interanuales debido a la irregularidad climática que determina el nivel de inundación de los humedales y paralelamente la calidad de éstos para la especie. La pérdida progresiva y degradación de humedales con hábitat favorable ha sido una de las principales causas de su rarefacción. Por su pequeño tamaño poblacional la Cerceta Carretona califica como Vulnerable (una vez disminuido un nivel la categoría de amenaza) por el efecto rescate probable que puede ejercer una población europea de gran tamaño.

DISTRIBUCIÓN

Se distribuye en una banda ancha que va desde el oeste de la zona paleártica, desde la península Ibérica, extendiéndose al este a lo largo del sur de Siberia, norte y centro de Asia, hasta el Pacífico; los extremos de su amplia distribución, comprendida entre las latitudes 42° N y 65° N, están sujetos a fluctuaciones considerables, presentando muchos núcleos dispersos de nidificación esporádica; estas variaciones han sido frecuentemente vinculadas con las condiciones climáticas (así, años secos en el sur tendrían como resultado el que las aves alcanzasen unas latitudes más septentrionales) (Cramp & Simmons, 1977). Se trata de una especie muy migratoria, cuyas zonas de invernada se encuentran en el África subsahariana, en el subcontinente indio y en los países del sureste de Asia (Del Hoyo *et al.*, 1992).

España. Parece reproducirse de forma regular en las marismas del Guadalquivir y en los Aiguamolls de l'Empordà (Blanco & González, 1992), aunque siempre en pequeñas cantidades, mientras que en el resto de la Península presenta núcleos de cría aislados, muchos de ellos de forma esporádica, que comparando el Atlas de las aves de España (Purroy, 1997) con el nuevo atlas (Martí & Del Moral, 2003) darían localidades distribuidas por las CC.AA. de Andalucía, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Cataluña, la Comunidad Valenciana y el País Vasco.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

A nivel mundial la especie es considerada de común a abundante, excepto en los países de Europa occidental, donde se encuentra en regresión. La mayor parte de la población mundial cría al este

de los Urales, es decir en Asia. No existe estima de la población reproductora a nivel mundial, sólo una estima de la población mundial basada en censos invernales (Rose & Scott, 1997) que se calcula en un mínimo de 2,5 millones de ejemplares, según datos de censos de invernada (Rose & Scott, 1997), cifra claramente inferior a los efectivos reales, debida a la deficiente cobertura de los censos en la región oriental (López & Mundkur, 1997).

El total aproximado de la población nidificante europea es de 650.000-1.100.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000), teniendo el grueso de ésta en Rusia (570.000-960.000 pp.) con aproximadamente el 90% del total europeo (Tomialojc *et al.*, 1994).

España. El tamaño de la población reproductora fue estimada, anterior (o a comienzos) de los noventa, entre 100-130 pp. (Purroy *et al.*, 1997), con tendencia (1970-1990) fluctuante, con cambios de al menos el 20%, pero sin tendencia clara; estos cambios han sido atribuidos a condiciones climáticas. La población reproductora española actual seguramente debe ser inferior a las 100 pp. con las fluctuaciones ya indicadas. Los datos históricos (p. ej.: Doñana y La Mancha húmeda, véase a continuación), sugieren que la especie ha sufrido una fuerte regresión en España, y actualmente encontramos solamente una población residual.

Andalucía. Se reproduce en las marismas del Guadalquivir, mientras que no hay datos fiables de cría en otras localidades de la Comunidad (Barragán, 2001a) aunque se comprobó su reproducción ocasional en una laguna de Málaga (Alba, 1988). Valverde (1960) la señalaba como nidificante algo común en la Marisma en años medios y buenos de agua sin alcanzar probablemente el centenar de parejas. Este autor indica que con anterioridad a 1960, y en años excepcionales, anidaba de forma muy numerosa. En el Parque Nacional de Doñana se controlaron varios nidos durante la primavera de 1996 (Má-

ñez/PND, 1997). Incluyendo, además de Doñana, las marismas del Guadalquivir y los terrenos circundantes pertenecientes a las provincias de Huelva y Sevilla, se puede considerar un reproductor muy escaso (incluso en años favorables), no sobrepasando las 15-30 pp.; la población invernante oscila entre 50-100 individuos (García *et al.*, 2000).

Aragón. Citada sólo como posible nidificante esporádico exclusivamente en Gallocanta, en años atrás (Sampietro Latorre *et al.*, 1998).

Castilla-La Mancha. Nidificante muy escaso e irregular, teniendo lugar su reproducción en años excepcionalmente húmedos (5-6 pp. en 1988), repartiendo sus parejas reproductoras en 3-4 puntos: Manjavacas, embalse del Vicario, y las Tablas de Daimiel (Jiménez García-Herrera *et al.*, 1992). En 1997, se realizó una estima de la población reproductora en las localidades manchegas más importantes para aves acuáticas, que dieron un resultado de 2-3 pp. en Ciudad Real (1 pp. en la laguna El Retamar y 1-2 en laguna La Vegilla), 1-2 para la laguna Pastrana-Presarrubias (Toledo), y de 0-1 pp. para la laguna Pétrola (Albacete) y la laguna Manjavacas (Cuenca) (Velasco, 1999). En el año 1998 hubo de 7-10 pp. nidificantes en la provincia de Ciudad Real; en 2001 una pareja en Toledo y otra en Guadalajara (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). En las Tablas de Daimiel es nidificante muy escaso, 2 pp. en 1997 y 3 en 1998 (Carrasco & Del Moral, 1998), aunque según datos históricos, a finales del siglo XIX fue nidificante abundante en las Tablas de Daimiel.

Castilla y León. Nidificante ocasional y migrante escasa (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999), siendo Villafáfila, Zamora, la localidad más importante para la especie en la región (cría esporádica), con parejas aisladas en 1983-1984 y 1990-91 (Regueras, 1985; Sanz-Zuasti & Velasco, 1999) y en León, en las lagunas de Villadangos (Purroy, 1985) y Chozas (Alberto *et al.*, 1985), varios años en 1979-86 (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999) y también entre 1990-98 (J. García-Fernández, com. pers.). En Palencia sólo se ha localizado como nidificante en el humedal de la Nava, en 1990, coincidiendo con su recuperación; su población se estima entre 1-5 pp. en los años que cría (Jubete, 1997).

Cataluña. La última estima poblacional es de 0-5 pp. reproductoras (J. Estrada/ICO, *in litt.*) sin mayores variaciones en los últimos 20 años. Los Aiguamolls de l'Empordà suponen el único lugar de cría regular para la especie, la población entre 1984 y 2002 ha oscilado entre 0 y 12 pp. (Sargatal & Del Hoyo, 1989). Su población nidificante se ha visto favorecida con la mejora del hábitat y la gestión una de sus reservas integrales, la de "Les Llaunes" (Sargatal, 2000). Además se ha comprobado su nidificación ocasional en el delta del Ebro (Martí, 1988) y delta de Llobregat (Gutiérrez, 1990).

Comunidad Valenciana. Nidificante raro e irregular (Gómez-Serrano *et al.*, 2000). Se ha citado como nidificante esporádico a lo largo de la costa levantina (Cantos, 1997; Martí & Del Moral, 2003), siendo en cualquier caso la localidad del Marjal del Moro (Valencia) la que presenta una cierta regularidad anual (entre 0-3 pp.: 1986-2001) (M. Yuste, com. pers.). Para el conjunto de la comunidad, las cifras han fluctuado entre 0-4 pp. con dos años que han alcanzado seis (1993) y ocho (1992) (SEO/BirdLife, 2000; Dies & Dies, 1994).

Navarra. Se considera nidificante escaso (principalmente en migración) (J. J. Iribarren & A. Rodríguez Arbeloa, *in litt.*).

País Vasco. Una pareja ha criado en las charcas de Salburúa (Vitoria-Gasteiz) en el 2000 y el 2001 (J. A. Gainzarain, *in litt.* 2001).

ECOLOGÍA

En general, ocupa zonas húmedas preferentemente de agua dulce y poco profundas en las que se alimentan filtrando la materia principalmente animal (invertebrados acuáticos, anfibios, pequeños peces), requiriendo de abundante vegetación emergente y flotante como refugio y alimento complementario a su dieta omnívora (semillas, raíces, tubérculos, partes verdes de juncos, hierbas y plantas acuáticas), pero evitando zonas de cobertura alta o densa, sin fragmentar (Cramp & Simmons, 1977; Del Hoyo *et al.*, 1992). Valverde (1960) se refería a la cría de la Cerceta Carretona en la *Salicornia* de las vetas (zonas de elevadas del terreno que no se inundan), prados inundados o inundables, pequeñas lagunas, etc. En lagunas, como la de La Nava (Palencia), prefiere en época de cría zonas de aguas abiertas rodeadas de vegetación heliófila, sobre todo *Carex* sp. y *Juncus* sp. (Jubete, 1997), estanques con buena cobertura vegetal en las orillas y algunas veces en ríos o canales de drenaje con poca corriente. El nido lo instalan en la vegetación acuática, y a veces en zonas secas cercanas o incluso en cultivos. Fuera de la época de cría debido a las disponibilidades temporales de estas zonas, utilizaría en su defecto zonas más expuestas y pobres en agua (Cramp & Simmons, 1977; Del Hoyo *et al.*, 1992). Pasa el invierno en los mismos lugares, dependiendo de la disponibilidad temporal de estos e incluso en las costas (Del Hoyo *et al.*, 1992; Snow & Perrins, 1998). En España, durante la invernada puede ocupar grandes salinas salobres litorales. Se ha comprobado que retrasa bastante la época de cría, vinculándola a la situación hídrica de la zona, determinando ésta situación que finalmente se lleve a cabo o no la nidificación (M. Yuste, com. pers.).

Se trata de una especie muy migratoria, que llega a España a mediados de febrero, aunque el grueso de los efectivos pasan en marzo y hasta mediados de abril. El regreso a las zonas de invernada se produce desde finales de julio hasta primeros de octubre, aunque el fuerte del paso ocurre en septiembre. El paso migratorio a través de la Península hacia África tropical, procedente al menos de Europa central y oriental, tiene su flujo principal a lo largo de las costas mediterráneas (SEO, 1985; Ferrer *et al.*, 1986).

La invernada se produce principalmente en humedales de agua dulce en África tropical, y sólo un número marginal lo haría en zonas del sur de Europa (Tomialojc *et al.*, 1994). En España puede invernar en pequeñas cantidades en algunas zonas húmedas, de manera muy irregular y en bajas cantidades, sobre todo en el sur; en 1989 se contabilizaron tan sólo cinco aves en la Península, todas ellas en un embalse de Murcia (Díaz *et al.*, 1996).

AMENAZAS

Pérdida de hábitat. La principal amenaza ha sido la degradación y desecación de humedales, ya sea en las zonas de cría, invernada o muda (poca información disponible); el hábitat preferido de la especie (aguas dulces de poca profundidad), han sido históricamente las más fáciles de desecar y las más productivas desde un punto de vista agrícola, por lo que este tipo de hábitats se ha visto muy reducido en España en los últimos decenios (Blanco & González, 1992). La desecación en las zonas de invernada, y los periodos prolongados de sequía, han podido también afectar a la población de cercetas carretonas. En las marismas del Guadalquivir se apuntó a las molestias causadas por los cangrejeros como una de las causas del descenso poblacional (García *et al.*, 1986). En general, el progresivo deterioro de humedales en Andalucía y Le-

vante, no proporciona un panorama alentador (véase Amenazas, p. ej., en ficha de Cerceta Pardilla).

Caza. En España cuando se cazaban patos durante todo el mes de marzo, se ejercía una fuerte presión sobre la Cerceta Carrretona, y seguramente este hecho afectó muy negativamente la pequeña población nidificante. Parece ser que actualmente en Europa se cazan anualmente entre medio millón y un millón de ejemplares, cifra que de ser cierta, es claramente superior a la cuota de captura razonable. La caza ilegal se ha señalado como un problema para la especie (Barragán, 2001a).

Mortalidad por toxicidad. Plumbismo y botulismo provoca problemas periódicos en algunas zonas húmedas mediterráneas.

Introducción de especies exóticas. Ver comentarios en apartado relevante de la Focha Moruna.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Protección genérica en distintos humedales (incluida la prohibición del uso de plomo para la caza en humedales protegidos)

(Real Decreto 581/2001) a pesar de la moratoria en su aplicación en varias CC.AA. Existen experiencias puntuales de gestión y recuperación de hábitat adecuado para la especie (p. ej. en la Reserva Integral de “Les Llaunes” en el Parque Natural de los Aiguamolls: Sargatal, 2000).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Conservación y regeneración del hábitat. a) De reproducción (zonas húmedas de agua dulce y de poca profundidad), por ejemplo: mantenimiento y potenciación de prados inundables, reconversión de campos de arroz en lugares de especial protección, en zonas inundadas con vegetación acuática espontánea; b) zonas de invernada (cooperación con las zonas de invernada de África occidental, tanto en materia de conservación como de censo, para localizar lugares de valor estratégico).

Vigilancia y medidas preventivas para evitar muertes por plumbismo y botulismo.

Cuchara Común *Anas clypeata*

Casi Amenazado; NT [VU D1]

Autor: Casimiro Corbacho Amado

El Cuchara Común presenta un modelo de distribución de carácter local y muy fragmentario en la península Ibérica, como corresponde a un área localizada en el borde mismo del rango de distribución de la especie en el Paleártico occidental. La población reproductora española es muy pequeña, estimándose en unas 100-200 parejas. Este contingente está sujeto a grandes fluctuaciones interanuales debido a la irregularidad meteorológica que determina el nivel de inundación de los humedales y en paralelo la calidad de éstos para la especie. No obstante, los últimos datos disponibles apuntan a un ligero pero continuo incremento, tanto de la población reproductora como del número de localidades donde se reproduce. Debido a su pequeño tamaño poblacional la especie califica como Casi Amenazada, una vez disminuido un nivel la categoría de amenaza por el probable efecto rescate que puede ejercer una población europea de gran tamaño.

DISTRIBUCIÓN

Extenso rango de distribución en época reproductora por latitudes templadas de Norteamérica y Eurasia; únicamente ausente de las altas latitudes norteadas del Ártico (Del Hoyo *et al.*, 1992). En regiones más meridionales la especie se distribuye sólo localmente en pequeño número de parejas (Scott & Rose, 1996).

España. Se distribuye y reproduce de manera local y esporádica en función de la existencia de zonas húmedas que ofrezcan condiciones favorables para la cría (Pelayo, 1997), como corresponde a un área localizada en el borde mismo del área de distribución reproductora de la especie. Tradicionalmente ha sido citada su reproducción únicamente en los grandes humedales españoles (marismas del Guadalquivir, delta del Ebro, La Albufera, lagunas manchegas, etc.) en años de elevados niveles hídricos (Cramp & Simmons, 1977). Las citas de cría confirmada se concentran en las principales zonas húmedas del litoral mediterráneo (delta del Ebro, Llobregat y los Aiguamolls), el litoral gaditano, marismas de Guadalquivir, Meseta norte (lagunas de Villafáfila y la Nava), Meseta sur (Tablas de Daimiel, zonas húmedas madrileñas y tole-

danas) y varias localidades de la cuenca del Ebro en las provincias de Álava, Navarra y Zaragoza (Pelayo, 1997). En Aragón los casos de cría se producen de forma irregular repartiéndose por diversas localidades de la depresión del Ebro y somontano oscense (Pelayo & Sampietro, 1998). En las últimas décadas en cambio, ha expandido su área de cría hacia otra serie de zonas húmedas de menor entidad (lagunas, embalses y cursos fluviales, salinas, etc.) distribuidas por todo el ámbito geográfico peninsular (Díaz *et al.*, 1996; Pelayo, 1997).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Mundial. Localmente muy abundante en determinadas regiones de su área de distribución, el contingente poblacional para la región Neártica ha sido estimado en más de 3.000.000 de aves (Del Hoyo *et al.*, 1992). Mientras, las estimas poblacionales para el Paleártico son muy variables según las fuentes consultadas. Para el total de la región, el grueso de la población de la especie se sitúa según todos los autores en algo más de 400.000 aves, mostrando

esta población biogeográfica una tendencia estable o en ligero descenso poblacional en las últimas décadas (Del Hoyo *et al.*, 1992; Scott & Rose, 1996; Rose & Scott, 1997). Tucker & Heath (1994), por su parte, cifran la población europea en unas 96.000 pp., mientras Monval & Pirot (1989) para el noroeste de Europa estiman la población en unas 40.000 aves. Tucker & Heath (1994) apuntan asimismo cierta regresión en el rango de distribución y población de la especie en algunas regiones del Paleártico occidental. No obstante, la población reproductora europea ha sido recientemente estimada en 100.000-150.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000).

España. El análisis del status y evolución de la población del Cuchara Común presenta como dificultad la escasez y dispersión de los datos, no existiendo apenas estimas de la población reproductora. En su lugar, la mayor parte de la información disponible se corresponde con citas de carácter local y esporádico, patrón propio de una población periférica de la especie. No obstante esta circunstancia, en las últimas décadas se denota un número un cada vez mayor de citas y localidades reproductoras respecto a trabajos anteriores, lo cual permite suponer un pequeño pero constante incremento en la población de la especie. Así, a partir de estimas poblacionales previas de pocas decenas de parejas (30-50 pp.; ver Díaz, *et al.*, 1996; Pelayo, 1997; De Juana & Varela, 2000), podemos elevar el contingente reproductor del Cuchara Común en nuestro país a una cifra situada probablemente entre las 100-200 pp. reproductoras, o incluso algo superior (este estudio). Sin embargo, esta estima estaría sujeta en nuestro ambiente mediterráneo a grandes variaciones interanuales dependiendo de condicionantes ambientales (irregularidad climática) relacionados con el nivel hídrico de los distintos humedales. A nivel local únicamente existen estimas poblacionales para algunos humedales como Doñana (no sobrepasando las 50 pp. reproductoras en años óptimos -sólo se reproduce cuando la marisma presenta un alto grado de inundación; García *et al.*, 2000) o los cursos fluviales madrileños (2-3 pp.; Velasco & Blanco, 1998), mientras el resto de citas corresponden a reproducciones confirmadas en algunas localidades. La situación de la especie en Portugal parece ser muy similar; el Cuchara Común únicamente se reproduce local y ocasionalmente en ciertas zonas húmedas del centro del país (Rufino 1989b). Desde otro punto de vista, los escasos censos invernales compilados arrojan cifras máximas de alrededor de 150.000 aves para el total de la península Ibérica (Rufino, 1989a; Dolç & Gómez, 1990; Troya & Bernués, 1990; Del Moral & Frías, 2002). Los contingentes invernales se hallan sujetos sin embargo a grandes fluctuaciones interanuales, en respuesta sin duda a las fluctuaciones del nivel hídrico de los humedales (Amat & Ferrer, 1988), aunque una tendencia ligeramente creciente de la población es manifiesta.

Tal y como se apuntó anteriormente, en paralelo a este incremento poblacional y como factor determinante del mismo, se ha producido en las últimas décadas un continuo incremento en el rango de distribución de la especie en la península Ibérica. Como prueba de ello, se han citado como nuevas localidades reproductoras para la especie gran número humedales de muy variada tipología (ver Pelayo, 1997; este texto). Entre éstos cabe citar entre otras, ciertas localidades castellano-manchegas (río Tajo, laguna del Taray, embalse de la Vega del Jabalón, laguna Salada de Pétrola y otras pequeñas lagunas albaceteñas, etc.). En Extremadura (embalses de Valdecañas, Valungo y Orellana: López *et al.*, 1993, lagunas de La Albuera) y del norte peninsular (León, Galicia, Cantabria: 2-4 pp. en la marisma de Victoria y en el Joyel desde 1992;

Bahillo & Alonso, 1998). País Vasco (menos de cinco pp.: Gainzarain, 1998), se reproduce en Álava, en el embalse de Ulabarri. En Navarra, Elósegui (1985) no encontró ninguna comprobación de cría, pero advierte sobre la expansión en su área de distribución y la posibilidad de cría futura. Otras localidades de cría: lagunas de Villafáfila, única localidad de Castilla y León con cría habitual, con media de 3-5 pp. entre 1990-1997 y máximo de 10 en 1997 (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999); La Nava (Palencia), donde es reproductor ocasional (abundante antes de su desecación y podría asentarse de nuevo) (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999), con cría confirmada en 1990 (2 pp.) (Jubete, 1997). En Burgos sólo se confirmó la cría de la especie en la laguna de Gayangos y la población reproductora se estima entre 0-4 pp. (Román, 1996); Gallocanta donde es extremadamente escaso como nidificante, localizándose sólo algunas parejas aisladas; probablemente en la última década no se habrán alcanzado nunca las 10 pp. reproductoras (Pelayo & Sampietro, 1998); humedales catalanes (Delta del Llobregat, Aiguamolls de l'Empordà) y levantinos (El Hondo, salinas de Santa Pola); cursos fluviales y humedales madrileños; embalse de Santillana (Madrid), crió en 1991 y en 1992 en la laguna de San Juan y en el río Tajo, cerca de Aranjuez (SEO, 1994), entre otras (ver también Díaz, *et al.*, 1996; Pelayo, 1997). Por otra parte, la especie se reproduce tradicionalmente en zonas húmedas como las marismas del Guadalquivir: Valverde (1960) estimaba una población reproductora no superior a unas 6-10 pp. en el caso más favorable (ver estima anterior de García *et al.*, 2000). Está presente como reproductor de forma puntual en las lagunas gaditanas y jienenses y en puntos de cría ocasional en Málaga, y Almería (Martí & Del Moral, 2003). Algunos detalles adicionales por CC.AA.:

Cataluña. Nidifica de forma regular en el delta del Ebro, pero en muy pequeña cantidad (Martínez-Vilalta & Motis, 1989). Cría irregularmente en el delta de Llobregat, entre 1-2 pp. (Gutiérrez *et al.*, 1995) y en los Aiguamolls. Según el nuevo atlas de las aves de Cataluña estima una población reproductora actual inferior a 5 pp., y estima la tendencia de su distribución (últimos 20 años), comparando el número de cuadrículas ocupadas en éste atlas (8) con las ocupadas en el atlas anterior (3) (Muntaner *et al.*, 1983), la especie podría encontrarse en expansión (J. Estrada/ICO, *in litt.*).

Castilla-La Mancha. Se conoce como reproductor desde 1963, primera cita de cría para España central, en Ciudad Real: Alcázar y Tablas de Daimiel, 10-15 pp. (1995-1998) (Carrasco & Del Moral, 1998). En Toledo (varios humedales, ej.: Charcones de Miguel Esteban y Manjavacas), lagunas de Albacete (Jiménez García-Herrera *et al.*, 1992; Martí & Del Moral, 2003).

Comunidad Valenciana. Nidificante raro muy localizado (Gómez-Serrano *et al.*, 2000); con reproducción en el P. N. de El Hondo: entre 5-7 pp. en el periodo desde 1995 a 1997. Considerado nidificante raro en los humedales del sur de Alicante, limitado a El Hondo y las salinas de Santa Pola con un máximo de 5 pp. (Sánchez & Sarmiento, 1999). En l'Albufera de Valencia se han apuntado indicios de cría en tres zonas (Zacarés, la mata del Fanch y en el Raco de l'Olla) (Dies Jambrino *et al.*, 1999).

No parecen estar actuando factores que comprometan en un futuro a corto plazo esta dinámica alcista de la población y rango de distribución del Cuchara a nivel peninsular. Las únicas oscilaciones previsibles en este incremento ligero pero constante habrían de atribuirse a la elevada variabilidad e irregularidad ambiental, típica y característica de áreas mediterráneas. Este hecho determinaría en último término el nivel hídrico y, en paralelo, la calidad y aptitud de las diferentes zonas húmedas y, por ende, la

población reproductora de la especie en cada temporada (Cramp & Simmons, 1977; ver también Amat & Ferrer, 1988).

El carácter migrador de la población biogeográfica de la especie y la elevada capacidad de dispersión de la misma, permiten la conexión de nuestros cucharas con los de otras poblaciones. No ha de suponerse pues, aislamiento de las población ibérica respecto a otros contingentes poblacionales. A este respecto, Ruger *et al.* (1986) concluyen que es imposible definir poblaciones discretas para la especie debido a la amplitud y complejidad de los movimientos migratorios y dispersivos.

ECOLOGÍA

La población del Paleártico occidental es estrictamente migradora, localizándose sus cuarteles de invernada en la Cuenca del mar Mediterráneo, mar Negro o norte de África. Las poblaciones mediterráneas son sedentarias, realizando a lo sumo desplazamientos dispersivos (Scott & Rose, 1996).

A lo largo de las distintas fases del ciclo biológico (reproducción, migración e invernada) la especie selecciona humedales de similar tipología, caracterizados por aguas someras con abundante vegetación acuática y emergente de orla (marismas, deltas, tablas, lagunas, etc.; De Juana & Varela, 2000). No obstante, la especie se reproduce también en ríos y embalses, así como en pequeñas charcas y balsas. Denominador común en todos los casos es una elevada productividad biológica del medio que asegure unos determinados recursos tróficos (Cramp & Simmons, 1977).

La morfología altamente especializada del pico condiciona el método de alimentación (filtración, en la superficie del agua o bajo ésta) y el régimen trófico de la especie. Omnívoro, pero mayoritariamente planctónico; se alimenta a base de crustáceos, moluscos e, insectos y sus larvas, consumiendo también semillas y restos vegetales. Frecuentemente la especie hace uso también para alimentarse de pastizales, campos de cultivo, arrozales, balsas de depuradoras, etc. (Cramp & Simmons, 1977).

Gregario durante la invernada y migración, cuando se constituyen grandes bandos alimentarios en áreas donde abunda el alimento. En época reproductora es solitario, mostrando las parejas un comportamiento territorial muy acusado. Nidifica en el suelo, en herbazales o la orla de vegetación emergente del borde de los humedales; también utiliza islas de embalses (Cramp & Simmons, 1977).

AMENAZAS

A nivel de la península Ibérica, la evolución al alza de la población apunta a que no parecen existir factores de amenaza que compro-

metan gravemente la viabilidad futura de la especie. No obstante, la elevada sobreexplotación de algunos acuíferos y la contaminación con pesticidas y fertilizantes debido a la intensificación agrícola en ciertas regiones españolas (La Mancha, Andalucía, etc.) pueden determinar la alteración y degradación de la calidad ambiental de ciertos humedales que se han demostrado muy interesantes para la reproducción de la especie. Por otra parte, las actuaciones derivadas del futuro PHN, así como ciertos planes de regadío o urbanísticos pueden determinar impactos y alteraciones en ciertos humedales de importancia para la especie (deltas del Ebro y Llobregat, Villafáfila, otras marismas litorales, etc.). Esta pérdida de calidad de hábitats favorables, junto a la elevada eutrofización de ciertas zonas húmedas, se aparecen como los principales factores determinantes en la conservación de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Las medidas de conservación puestas en marcha a favor de la especie, entroncan directamente con la política y movimiento general de conservación de las zonas húmedas. El punto de partida lo constituyó el Convenio de Ramsar (Irán, 1971) para la Conservación de humedales de importancia internacional para la avifauna acuática, al cual España se adhirió en 1982. En este sentido, la declaración como espacios protegidos (ZEPA, otras figuras) de algunos de nuestros humedales así lo atestiguan. Asimismo, ciertas normativas sectoriales tales como las relativas a EIA, aguas residuales, planeamientos urbanísticos, etc. han venido a paliar otra serie de deficiencias ambientales a favor de las zonas húmedas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Aunque las acciones puestas en marcha a favor de los humedales han sido muchas, no cabe duda que aún existen muchas lagunas al respecto, éstas, nos marcan los pasos a seguir en relación a las medidas a adoptar para la conservación de las zonas húmedas.

- Declaración insuficiente de humedales como sitios Ramsar.
- Evaluación del impacto sobre obras asociadas al PHN.
- La regulación de la actividad cinegética y análisis de la contaminación por plomo (plumbismo) en ciertos humedales. Igualmente debería revisarse la inclusión del Cuchara Común como especie cinegética en ciertas CC.AA.
- Acerca de la gestión de humedales, se considera prioritario la redacción de PORN y PRUG en especial las amenazas derivadas de planes agrícolas, sobreexplotación de acuíferos, especulaciones urbanísticas, actividades cinegéticas, etc.

Cerceta Pardilla *Marmaronetta angustirostris*

En Peligro Crítico; CR C2a(ii)b

Autores: Andy J. Green, José Luis Echevarría y Marcos Ferrández

La Cerceta Pardilla ha sufrido una drástica disminución poblacional (notablemente entre los años 1950 y 1990) en sus núcleos principales en Andalucía y Levante, habiendo desaparecido prácticamente como reproductor en el Parque Nacional de Doñana. A pesar de haber mostrado una recuperación importante en algunos de los años noventa (principalmente en El Hondo), la pequeña población de 30-200 parejas, fluctúa considerablemente en tamaño según los años, y está concentrada en pocos sitios (afectados por serias amenazas), lo que hace presagiar un progresivo declive de sus efectivos para la próxima década, en base a la cada vez más precaria situación de los humedales españoles, teniendo en cuenta además de que se trata de una especie con exigencia de humedales bien conservados de características especiales. Existen movimientos entre España y el norte de África, y es probable que los efectivos Africanos puedan incorporarse en la subpoblación española, ejerciendo un “efecto rescate” que puede enmascarar un declive aún más acentuado de las poblaciones españolas, que se comportan como un sumidero. Teniendo en cuenta, sin embargo el rápido deterioro de los humedales del Magreb, es razonable pensar que aún existiendo inmigración de ésta región, la misma no será duradera, por lo que la categoría de En Peligro Crítico se mantiene inalterada.

DISTRIBUCIÓN ¹

Fragmentada por la región mediterránea, Asia suroccidental, Asia central y África occidental (Green, 1993; Navarro y Robledano, 1995). Se supone que hay cuatro subpoblaciones biogeográficas (Scott & Rose, 1996), la más grande habiendo sufrido un declive drástico reciente, debido a la destrucción de las marismas de Irak (UNEP, 2001). La población de Cerceta Pardilla en España, constituye una parte importante de la población de la región mediterránea occidental, que incluye la nidificación en España, Marruecos, Argelia y Túnez (distribución como reproductor poco conocida, véase apartado de Población), e invernando en los mismos países así como al sur del Sahara en Senegal, Chad, Nigeria, Malí y Camerún (Scott & Rose, 1996).

España. Nidifica fundamentalmente en dos núcleos: las marismas del Guadalquivir y los humedales sudallicantinos (especialmente El Hondo y las salinas de Santa Pola). También se reproduce regularmente en la Cañada de las Norias (Almería), así como en L'Albufera y el Marjal del Moro (Valencia) (Navarro & Robledano, 1995; Green & Navarro, 1997; Yuste, 2000). Nidifica ocasionalmente en otros humedales de Andalucía y la Comunidad Valenciana, así como en Castilla-La Mancha, Mallorca, Fuerteventura y posiblemente en Murcia. En invierno, muchas aves migran al Magreb (aves anilladas en Doñana han sido recuperadas en Marruecos y Argelia: Navarro & Robledano, 1995; un ave anillada en El Hondo fue recuperada en Argelia: Anon., 1998). También se registran concentraciones postreproductoras e invernales en las marismas del Guadalquivir y en El Hondo. Fuera de la época de cría, también se pueden encontrar bandos de más de 100 ejemplares en las lagunas endorréicas andaluzas, y anteriormente (hasta los años setenta) en el delta del Ebro (Navarro & Robledano, 1995). Además se registran grupos pequeños en muchos otros humedales (Navarro & Robledano, 1995).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población invernante del Mediterráneo occidental incluye unos 5.000 ejemplares registrados en algunos inviernos, con una

fluctuación interanual muy importante (Bos *et al.*, 2000; Green, 2000a). La población mundial invernante se estima en unos 14.000-24.000 ejemplares (Rose & Scott, 1997). Varias observaciones recientes de concentraciones de 1.000-4.000 aves en Marruecos y Túnez indican que cientos de parejas nidifican en el Magreb (Bos *et al.*, 2000; Green *et al.*, 2002) ².

Valverde (1960, 1964) y Navarro & Robledano (1995) proporcionan abundante información histórica sobre el estatus de esta especie. La calidad y extensión de su seguimiento aumentó en los años noventa, alcanzando su máximo con el comienzo de censos coordinados de a nivel nacional en 1994 (Green & Navarro, 1997). Estos censos son la fuente de la mayor parte de la información presentada a continuación. Desde 1994, la población nacional ha fluctuado entre unas 30-200 pp. aproximadamente, muy inferior a la población anterior. El número de parejas varía sobre todo en función de la disponibilidad de hábitat (determinado en gran medida por la pluviosidad anual y la cantidad y calidad de agua en los embalses de riego en el caso de El Hondo, Alicante).

Se registran concentraciones importantes fuera de la época de cría. Ejemplos recientes son las 535 aves observadas en El Hondo el 8.9.97 (probablemente en su mayoría adultos y jóvenes que habían criado en la zona) o los 594 ejemplares en Veta la Palma (Sevilla), el 27.10.98 (quizá aves procedentes de Marruecos). Se estima que según las condiciones ambientales anuales, entre 50 y 500 aves invernán en España.

En los humedales sudallicantinos, los censos máximos anuales suelen ser entre los meses de agosto y octubre, pero en las marismas del Guadalquivir el conteo máximo suele ocurrir entre el 9 de septiembre y el 15 de enero (Green, 1996b).

Andalucía occidental. La Cerceta Pardilla era la anátida nidificante más común en las marismas del Guadalquivir a finales del siglo XIX, reproduciéndose en gran número por toda la zona (“hasta en el Coto del Rey”), incluyendo muchas zonas de marismas transformadas desde entonces (Valverde, 1960, 1964). Se observaban bandos de más de mil aves en la década de 1910, y se llegaron a cazar 500 individuos en un mismo día en agosto de 1926 (Valverde, 1960).

Valverde (1960) consideró que la especie ya había sufrido a finales de los cincuenta una “desaparición extraordinaria”, esti-

mando en unas 100-200 las parejas nidificantes en un año medio. En cambio, Hidalgo (1991) estima un contingente reproductor de al menos 300-500 pp. para las décadas de los cincuenta y sesenta. Se ha estimado el número de parejas reproduciéndose en las marismas del Guadalquivir entre los años 1984 y 1988 en 150-250 pp. (García *et al.*, 1986; Mañez, 1991). El número de polladas registradas durante estos años nunca llegó a ser mayor de 25 (Green, 1996b), hecho que nos sugiere que tales estimaciones globales del número de parejas tienen un margen de error muy amplio, o que se trataba sobre todo de parejas que no lograron tener éxito en la cría. Se puede considerar que desde 1991, la Cerceta Pardilla ha dejado de reproducirse de forma habitual en el Parque Nacional de Doñana. En todas las marismas del Guadalquivir, el número de parejas ha variado desde cero (en 1995, un año extremadamente seco) hasta 30-50 pp. (en 1997). El peor año desde 1997 hasta la actualidad fue 1999, con tan sólo unas 21 pp. Hoy en día la mayoría de las parejas nidifican en el Parque Natural de Doñana (especialmente en las balsas de Veta la Palma) y en el Brazo del Este (zona difícil de censar donde se comprueba la reproducción casi todos los años, y parece probable que el número real de parejas esté infravalorado). En 2002, 7-9 pp. criaron en las balsas del Codo de la Esparraguera en Trebujena, Cádiz (C. Raya, com. pers.).

Parejas aisladas nidifican ocasionalmente en las lagunas endorreicas de Sevilla (laguna de la Cigarrera en 1978, laguna las Turquillas en 1998: Barragán 2001b), Cádiz (laguna de Taraje: Chapman & Buck, 1910 en Valverde, 1964; laguna de los Tollos, en 1991) y Málaga (laguna de Fuentedepiedra, en 1967).

Andalucía oriental. En Almería, nidificaba en los Charcones de Punta Entinas hasta 1973, y ha criado regularmente en la Cañada de las Norias desde 1993 (máximo de 7 pp., en 1997). En 1997, una pareja también crió en la desembocadura del río Antas.

Comunidad de Valencia. Los humedales sudallicantinos (fundamentalmente El Hondo y las salinas de Santa Pola), son el núcleo reproductor principal del Levante, pero no hay mucha información histórica sobre el contingente de esta población. Se ha estimado la reproducción en unas 200 pp. en los años sesenta (Navarro & Robledano, 1995). Entre 1985 y 1994 se reproducían aproximadamente unas 10-30 pp., pero entre 1995 y 2000 los niveles de cría aumentaron, variando entre las 31-48 pp. en 1995 y las 84-133 pp. en 1997. Sin embargo, tan sólo 28-33 pp. fueron registradas en el año 2001. Estas cifras incluyen las parejas que crían algunos años en el Hondo de Amorós (primera confirmación en 1995, máximo de tres parejas en 2001) y el Clot de Galvany (primera confirmación en 1998, máximo de 2-3 pp. en 2001). En el norte de Alicante, se ha reproducido en el Marjal de Pego-Oliva en cinco ocasiones desde 1993 (máximo de tres parejas en 1996).

En Valencia, se ha comprobado la cría en el Parque Natural de l'Albufera (en el denominado Racó de l'Ollá) en 1994 y cada año desde entonces (máximo de seis parejas, en 1997 y 1998). Igualmente, se ha comprobado la cría en el Marjal del Moro en 1996 y sin interrupción desde entonces (máximo de 4-5 pp., en 1997 y otras cuatro en 1998 y 1999) (Yuste, 2000). Además una pareja se reprodujo en el Marjal de Xeresa-Xeraco en 2000, y una pareja nidificó en el Marjal de Almenara (Castellón) en 2001 y dos en 2002 (J. V. Hernández Navarro *in litt.*). Era nidificante habitual en la albufera de Valencia en el siglo XIX (Urios 1991).

Otras localidades. En Murcia se observa con cierta regularidad durante la época de cría en el entorno del mar Menor y otros humedales murcianos desde 1986, sin llegar a comprobar la cría. En Baleares (Mallorca), la especie nidificó en el Salobrar de Cam-

pos en 1969, y hay varias citas de reproducción en S'Albufera donde una pareja crió en 1967, 1988, 1997, 1998 (Mejías García & Amengual Ramis, 2000) y dos en 2000. En Castilla-La Mancha nidificaron por lo menos dos parejas en la laguna del Taray (Toledo) en 1970, una pareja en las Mentiras de Daimiel (Ciudad Real) en 1991, y una pareja en la laguna de Pétrola (Albacete) en 1998 (véase CAMA-Castilla-La Mancha, 2002, para otros registros y localidades puntuales adicionales). En Canarias nidificó en 1857 en el Charco de Maspalomas, Gran Canaria (actualmente transformado) y en Fuerteventura se observa con cierta regularidad desde 1992 (al menos una pareja ha criado en 1997 en la Presa de las Peñitas, y en 2000, en el Llano de Santa Catalina (Lorenzo *et al.*, 2000; Martín & Lorenzo 2001).

ECOLOGÍA

Utiliza hábitats de aguas someras, ricos en vegetación acuática emergente y sumergida (Green, 1993, 1998a, 2000b, Navarro & Robledano, 1995), especialmente en humedales salobres, temporales o semi-permanentes (Green, 2000b). A pesar de ser considerada como una especie primitiva dentro del grupo de los porrones (Livezey, 1996), se comporta como una pequeña anátida de superficie, alimentándose generalmente en profundidades menores de 20 cm (Green & Hamzaoui, 2000). Se alimenta de una variedad de semillas de plantas acuáticas e invertebrados acuáticos (Green & Sánchez, en prensa; Fuentes *et al.*, en prensa). Es una especie adaptada a las altas fluctuaciones espacio-temporales en la disponibilidad del hábitat en humedales naturales mediterráneos, realizando en consecuencia movimientos nomádicos. Realiza una altísima inversión en la reproducción cuando encuentra las condiciones adecuadas, y es por ello que tiene la puesta más grande que cualquier otra anátida europea (promedio de 11,8 huevos, excluyendo las puestas de más de 14 huevos que probablemente pertenezcan a más de una hembra, Green, 1998b). Nidifica más tarde que el resto de anátidas (la fecha promedio de eclosión en Doñana es el 17 de junio: Green 1998b), quizá debido al tiempo necesario para acumular las reservas que permiten la producción de una puesta de gran tamaño (Green *et al.*, 1999a). El cuidado parental es estrecho, y una alta proporción de los pollos eclosionados llegan a volar (para más detalles sobre la biología reproductiva, véase Green, 1998b, Green *et al.*, 1999a) ³.

Los adultos poseen una tasa de mortalidad alta, traduciéndose en fluctuaciones agudas en el tamaño poblacional (Green *et al.*, 1999a, Green, 2000b). No se sabe la edad promedio de los adultos, pero probablemente sea la más baja de cualquier anátida europea (quizás no supera los 2,2 años: BirdLife International, datos inéditos). Ningún ave anillada ha sido recuperada más allá de su tercer invierno (Green, 2000b). La estrategia reproductiva de la especie (véase arriba), combinado con una vida corta, probablemente suponen una ventaja a la hora de poder recuperar sus poblaciones, lo que en principio haría pensar en que un esfuerzo para mejorar las condiciones y calidad de los humedales en sus dos núcleos más importantes (véase Medidas de Conservación Propuestas), debería permitir la recuperación de esta especie en el futuro. Tampoco hay información concreta sobre las tasas de mortalidad, pero varias amenazas provocan una mortalidad mayor unos años que otros (caza, mortandades, nasas, etc.). Las sequías limitan la distribución y el éxito de cría de la especie. Dicho éxito aumenta en Doñana en los años lluviosos, cuando hay más humedales disponibles y su salinidad es más baja (Green, 2000b).

Los resultados de los censos sugieren que las aves que llegan para criar en Doñana se dispersan al final del verano o en otoño, o bien a las lagunas endorreicas andaluzas (que están secas algunos años, Green 1996b), o bien más lejos hacia el Levante (sobre todo al El Hondo). Entre las aves anilladas en Doñana como pollos, una se recuperó en la albufera de Valencia en septiembre del mismo año. Otra ave soltada de cautividad en Doñana en febrero de 1997 (marca alar) fue observada a lo largo de la primavera en El Hondo, donde formó pareja (luego se encontró muerta durante la mortandad ese año, véase Amenazas). Otros anillamientos confirman movimientos hacia Marruecos y Argelia en invierno. Parece que el estrecho no representa ninguna barrera importante a la especie, y que movimientos entre Marruecos y Andalucía occidental pueden ocurrir en cualquier momento del año en función de cambios en la disponibilidad de hábitat.

El estudio de 255 aves marcadas (marcas alares) en El Hondo desde 1996 hasta 1998 (aves rescatadas de azarbes como pollos, criados en cautividad y soltados como jóvenes) sugiere que la gran mayoría de las pardillas que han nacido en esta zona vuelven a criar en ella, aunque algunos ejemplares pasaron por la albufera de Valencia o el Marjal del Moro en primavera. La ausencia de observaciones en Doñana sugiere que los bandos grandes que aparecen allí de forma repentina algunos otoños, proceden de Marruecos (y no de el levante). Las aves que crían en el Levante e invernán en el Magreb probablemente cruzan directamente a Argelia. La capacidad de la especie para criar en gran número en humedales que tan sólo se inundan algunos años (p.ej. Sebkhah Kelbia y Sebkhah Sidi Mansour en Túnez, Green, 1993) indica que las aves pueden cambiar la localidad donde nidifican de un año a otro de forma oportunista, aunque no tenemos constancia de este hecho en España.

AMENAZAS

Destrucción y degradación del hábitat. (1) La amenaza más importante es la destrucción continua de su hábitat (humedales someros y estacionales), ya que esta especie utiliza relativamente poco los humedales artificiales y permanentes (Green, 1993; 1996a; 2000b; Green *et al.*, 2002). Debido a la característica reproducción tardía de la Cerceta Pardilla, el acortamiento del ciclo hidrológico en las marismas del Guadalquivir (Saura *et al.*, 2001) hace que hoy en día sea prácticamente imposible que la especie se reproduzca con éxito en el Parque Nacional de Doñana. En este enclave, la marisma se seca rápidamente en junio y julio (Green, 2000b). Como consecuencia, las parejas nidificantes se concentran en las balsas piscícolas de Veta la Palma (Parque Natural) y en el Brazo del Este (donde la transformación del hábitat ha continuado en los últimos años). En años muy secos, la especie prácticamente desaparece de Doñana, donde hasta las balsas piscícolas de Veta la Palma alcanzan unas salinidades muy elevadas para la nidificación de las anátidas (Green, 2000b).

En los humedales andaluces, se dan episodios de mortandad de aves acuáticas, siendo las causas generalmente poco conocidas, pero relacionadas con la mala calidad del agua (especialmente entrada de aguas cargadas con agroquímicos y gran cantidad de materia orgánica). Desde 1997 se han recogido cercetas pardillas muertas de varias partes del Parque Natural de Doñana, Brazo del Este, y varias lagunas endorreicas de Sevilla y Cádiz. Un problema principal es que se permite la práctica del cultivo intensivo en las cuencas vertientes de los humedales protegidos (muchas veces

hasta el propio borde de la laguna u otro humedal, incluso con cultivos tan contaminantes como algodón).

El núcleo alicantino está afectado por la pésima calidad de agua que abastece a los embalses del Parque Natural El Hondo (procedente del río Segura y azarbes de drenaje agrícola, Grupo de Investigación del Agua, 2002). Este problema ha provocado mortandades masivas de cientos de aves en 1997 y 1999 por intoxicación por organofosforados, salmonelosis, botulismo y otras enfermedades. Se recogieron 100 individuos adultos muertos en 1997 (Anón., 1998), y 103 individuos adultos y 33 pollos en 1999 (Green, 2000c). Los cambios bruscos de nivel del agua en los embalses debido a su uso para el riego durante la época reproductora, provoca que se reduzca el éxito reproductivo. La hipereutrofia se acentúa por la práctica cinegética de echar toneladas de alimento a los patos.

La pérdida de hábitat en España sigue, por ejemplo, con la destrucción de las salinas de Guardias Viejas (Almería) y la laguna de los Tollos (Cádiz y Sevilla) en los últimos años, y además hay sitios claves con grave riesgo de perder su valor en los próximos años, p. ej.: la Cañada de las Norias, el Marjal del Pego-Oliva, Veta la Palma (que se volvería salino si se construyera la esclusa propuesta para el río Guadalquivir). Además, la población española está afectada por la rápida destrucción de humedales que está ocurriendo actualmente en el Magreb (Green *et al.*, 2002). Sin embargo, allí la especie aprovecha mejor los humedales nuevos (embalses) que otras especies amenazadas como la Focha Moruna (Green *et al.*, 2002).

La pérdida de calidad de hábitat producido por el efecto barrera de los azarbes de aguas de drenaje, ha provocado la pérdida de una buena parte de las polladas producidas en El Hondo (Navarro *et al.*, 1995). Este hecho se ha solucionado en el azarbe principal con la instalación de unas rampas para facilitar la salida de las polladas de estos canales (véase Medidas de Conservación).

Caza furtiva y plumbismo. (2) Antiguamente cuando la especie era abundante, se consideraba una pieza cinegética popular (Valverde, 1964; Green, 1993; Navarro & Robledano, 1995). La caza ilegal sigue siendo un grave problema en algunas zonas (especialmente en el Levante), ya que pocos cazadores distinguen la Cerceta Pardilla de otras especies de patos declarados cinegéticos y apenas se vigila la caza en los cotos donde se concentra esta especie (Navarro & Robledano, 1995; Green, 1996a). La falta de vigilancia dificulta la cuantificación del problema, pero se constata el abatimiento de individuos de la especie todos los años, además algunos años la caza podría eliminar la mayoría de los ejemplares presentes en los humedales sudalcentinos cuando se abre la temporada de caza. También es probable que la caza de esta especie protegida impida la expansión de la especie en la albufera de Valencia, así como la recuperación de la tendencia histórica a formar concentraciones otoñales en el delta del Ebro (donde aparecen ejemplares de cercetas pardillas, rápidamente abatidas).

Una proporción alta de las cercetas pardillas del P.N. El Hondo y de otros humedales levantinos padecen plumbismo, fruto de la alta densidad de perdigones de plomo existente en los sedimentos de dichas zonas húmedas (Mateo *et al.*, 2001).

Interacciones con otras especies e impacto de sus aprovechamientos. (2) Las actividades pesqueras, especialmente la del introducido cangrejo rojo (*Procambarus clarkii*), causan la muerte de muchas hembras y pollos de Cerceta Pardilla por asfixia al quedar atrapadas en las nasas y redes utilizadas en las marismas del Guadalquivir (Gutiérrez, *et al.*, 1997; Raya 1999). Muchos nidos son depredados por ratas y otros depredadores en las ma-

rismas del Parque Nacional de Doñana (Navarro & Robledano 1995; Green, 1998b).

La alta densidad de ganado y del cangrejo rojo perjudica la especie en algunas partes de las marismas del Guadalquivir y otros humedales andaluces, por su impacto sobre la vegetación acuática y los invertebrados acuáticos. La introducción de carpas en muchos humedales reduce la cantidad de comida disponible para las pardillas y otras acuáticas nidificantes (por ejemplo: Focha Moruna, ver apartado relevante). El aumento en la población española del Flamenco *Phoenicopterus ruber* también parece perjudicar a la especie, ya que los flamencos reducen la biomasa de las plantas sumergidas donde se alimentan las cercetas pardillas (Casas & Ramos, 1989; Montes y Bernués 1989). Además, debido a la particular forma de alimentarse el flamenco, puede movilizar las bacterias patógenas que se hallan en los sedimentos mientras realiza esta actividad, pudiendo fomentar la aparición de epidemias que han sufrido las cercetas pardillas y otras aves acuáticas en El Hondo en los últimos años. Finalmente, en El Hondo hay evidencia de que el aumento en el tamaño poblacional del Calamón *Porphyrio porphyrio* en los últimos años (después de su reintroducción en la zona en 1996) y la fuerte predación sobre el bayunco *Scirpus litoralis*, ha disminuido la producción de semillas de esta planta que es un componente principal de la dieta de las cercetas pardillas en verano y otoño (Fuentes *et al.*, en prensa).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La especie cuenta con un Plan de Acción Internacional donde se revisan las medidas de conservación necesarias (Green, 1999). Se han redactado planes de recuperación para la especie en la Comunidad Valenciana (Navarro *et al.*, 1992), Andalucía (Raya, 1999) y Murcia (Green *et al.*, 1999b) pero no cuentan con el respaldo legal preceptivo. En 1994 comenzaron los censos nacionales coordinados (3-4 veces al año), para conocer el estatus de la especie. En 1995, se creó el Grupo de Trabajo de la Cerceta Pardilla en España (coordinado por el Ministerio de Medio Ambiente y con plena participación de las CC.AA.).

En Andalucía, se han realizado varias sueltas de aves criadas en cautividad desde 1993, pero esta medida no ha logrado aumentar el tamaño poblacional debido a los problemas que afectan a la especie (principalmente la pérdida de hábitat). Varios proyectos de restauración en el entorno de Doñana (p. ej. Dehesa de Abajo) han ampliado el hábitat disponible en primavera en los últimos años, pero quizás la medida más importante haya sido la prohibición desde 1997 del uso de nasas cangrejeras en verano en el cauce natural de la parte del Brazo del Este protegido como Paraje Natural. Sin embargo, polladas de cercetas pardillas siguen muriendo cada año en las nasas ubicadas en los arrozales bordeando el cauce donde las polladas se alimentan (J. L. Ayala, com. pers.).

En El Hondo, la caza ha sido prohibida en los embalses desde el año 1996, y un proyecto LIFE-Naturaleza de conservación de la especie ha permitido, entre otras acciones, la creación de un sistema lagunar en la finca El Rincón (diseñado específicamente para la especie y terminado en 2001), y la construcción de rampas (1999) que permiten la salida de las polladas que antes quedaban atrapadas en el Azarbe del Convenio (Green, *et al.*, 1999a). En la provincia de Valencia, diversas medidas de restauración del hábitat (sobre todo el aumento de la calidad y cantidad de zonas inundadas) han beneficiado a la especie en el Marjal del Moro y Racó de l'Olla (albufera de Valencia).

La prohibición del uso de plomo para la caza en los humedales protegidos (Real Decreto 581/2001) es un avance importante que ya se aplica en Castilla-La Mancha y en Baleares, a pesar de que las CC.AA. más importantes para la especie (Valencia y Andalucía) han retrasado la entrada en vigor de la norma mencionada mediante una moratoria en su aplicación.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Las medidas que siguen a continuación deben considerarse de forma complementaria con las recomendadas por el Plan de Acción Internacional (Green, 1999):

- Aprobar, dotar con recursos necesarios y llevar a cabo los planes de recuperación existentes, que detallan muchas de las medidas necesarias (2).
- Elaboración, aprobación y aplicación de un Plan de Recuperación de la Cerceta Pardilla en Canarias (3).
- Mejorar la calidad y el control de la cantidad de agua que abastece el P.N. El Hondo. Prohibir el uso de cebo para los patos, que aumenta el problema de eutrofización (1).
- Aumentar la superficie de hábitat adecuado en las marismas del Guadalquivir (por ejemplo, asegurar aportes hídricos que prolonguen el ciclo de inundación en la marisma del Parque Nacional, restauración del Brazo del Este, control de salinidad y más provisión de islas en zonas artificiales como Veta la Palma) (1).
- Evitar la construcción de una esclusa en el río Guadalquivir, así como más embalses en la cuenca del río (actuaciones que aumentarían la salinidad en Veta la Palma y otras partes de las marismas) (1).
- Dotar de una figura de protección eficaz a la Cañada de las Norias, la laguna de los Tollos (la cual requiere una restauración), al Reboso (una parte del Brazo del Este) y a los principales humedales de Fuerteventura (2).
- Prohibir el uso de perdigones de plomo en todos los humedales, y hacer cumplir la prohibición mediante vigilancia en los humedales sudallicantinos y las marismas del Guadalquivir. Limpiar los suelos en las zonas más contaminadas en El Hondo (2).
- Evitar la caza ilegal extendiendo al máximo posible las zonas de reserva en los humedales sudallicantinos. En todo el territorio nacional, prohibir la caza en horas de poca luz en todos los humedales, e introducir un examen obligatorio de identificación de especies amenazadas para cualquiera que solicite un permiso de caza de acuáticas. Además, hacer controles continuos de las piezas abatidas en los humedales sudallicantinos y las marismas del Guadalquivir durante las tiradas (3).
- Desde abril hasta septiembre en las marismas del Guadalquivir, prohibir el uso de cualquier diseño de nasa cangrejera que permita la entrada de pollos de aves acuáticas (2).
- Continuar los censos nacionales coordinados, aumentando la frecuencia de tres a cuatro veces al año. Hacer un seguimiento continuo de la especie en las marismas del Guadalquivir y los humedales sudallicantinos (5).
- Realizar más investigación en El Hondo centrada en la selección de hábitat para nidificar, sobre las causas de las diferentes mortandades acaecidas o venideras, los impactos sobre la especie del Calamón y del Flamenco, seguimiento del uso de la especie del nuevo sistema lagunar establecido en El Rincón, etcétera (3).
- Fomentar la colaboración con países del Magreb en conservación, seguimiento e investigación de la especie. Es prioritario e

imprescindible proteger los sitios claves identificados y determinar la distribución de las parejas nidificantes en esta área (Green, 2000a, Green *et al.*, 2002) (1).

Notas: ¹ Se conoce cría esporádica en otros países cercanos (año entre paréntesis): Francia (1926), Senegal (1979) (Green, 1993) y

Sicilia (2000 y 2001: una pareja, Sciabici, 2000; Sorrenti, 2001). ² Para más detalles sobre la población magrebí, véase: Green 2000a; Fishpool & Evans 2001; Green *et al.*, 2002; El Agbani *et al.*, en prensa). ³ Las polladas con juveniles a punto de volar, tienen un promedio de 8,5 pollos tanto en Doñana (Green, 1998b) como en la albufera de Valencia (Dies, 2001).

Pato Colorado

Netta rufina

Vulnerable; VU B2abc(iv)

Autores: José Ignacio Dies y Ricard Gutiérrez

El Pato Colorado presenta una población reproductora que fluctúa regionalmente en función de las condiciones hídricas, alternando entre localidades del litoral mediterráneo, las marismas del Guadalquivir o La Mancha húmeda, con unos efectivos totales -conocidos con muy bajo nivel de precisión-, probablemente en torno a las 4.000 parejas. Las fluctuaciones de los efectivos reproductores dificultan la interpretación de la tendencia poblacional. La especie parece afectada por el deterioro generalizado de los humedales y sólo muestra una tendencia positiva reciente en el delta del Ebro (que podría ser debida a mayor prospección reciente). Durante la invernada, se registran cifras que parecen oscilar entorno a los 15.000 ejemplares, en aparente regresión para el conjunto de España, localizados principalmente en la Comunidad Valenciana, delta del Ebro, La Mancha húmeda y las marismas del Guadalquivir. Su pequeña área de ocupación, unido a las pocas localidades de cría y el declive inferido de la población hace que califique como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

Especie monotípica de distribución Paleártica que nidifica localmente en Europa occidental, desde el sur y este de la península Ibérica y el sur de Francia hacia el este, alcanzando el Asia central; sus principales efectivos se encuentran en las regiones de estepas y desiertos desde Turquía y el mar Negro al noroeste de China; durante la invernada se localiza en la cuenca mediterránea (España, sur de Francia y mar Negro), Oriente medio, el subcontinente indio y el sur de Asia (Del Hoyo *et al.*, 1992; Scott & Rose, 1996). La especie parece haber colonizado Europa como resultado de un desplazamiento de sus localidades continentales de cría en Asia occidental y de un incremento demográfico a partir de 1830 (Dementiev & Gladkov 1952), esta expansión ha tenido lugar de forma notable desde los años sesenta (para más detalles véase Krivenko, 1994).

España. Nidifica en diversos núcleos, localizados en La Mancha húmeda, el litoral mediterráneo (delta del Ebro, marjales valencianos, saladares alicantinos) y las marismas del Guadalquivir (Díaz *et al.*, 1996, Sáez-Royuela, 1997) y los efectivos parecen formar una única población que se distribuiría atendiendo a las condiciones hidrológicas regionales. También nidifica aisladamente en Aragón, La Rioja, Murcia, Extremadura, Madrid, Navarra y Mallorca. Durante la invernada, las principales concentraciones se localizan en el litoral Mediterráneo (albufera de Valencia y delta del Ebro), las marismas del Guadalquivir y La Mancha húmeda. Accidental en las islas Canarias (Emmerson *et al.*, 1994).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

En Europa, se ha estimado una población entre 14.000-27.000 pp., con la mayor parte de los efectivos concentrados en Ruma-

nía, Rusia europea, España y Turquía, con declive en los dos primeros y una tendencia desconocida en Turquía (BirdLife International/EBCC, 2000). En Francia, aunque con una población reproductora muy modesta (190-250 pp. en 1992), se ha señalado una tendencia de disminución poblacional acusada (Dehorter & Rocamora, 1999).

España. No se conoce con certeza el tamaño de la población nidificante o su tendencia. Sus efectivos muestran gran oscilación local y los censos primaverales no siempre son buenos indicadores de la población reproductora. Se ha constatado la desaparición reciente de importantes núcleos reproductores, pero su población total parece mostrarse fluctuante en las últimas décadas. Esta población se estimó en 3.000-5.000 pp. en los años setenta (Noval, 1975, Szijj, 1975), en 5.400-8.600 pp. en los noventa (Sáez-Royuela, 1997) y parece situada entorno a las 4.000 pp. a finales de esta década. Se considera que estos efectivos variarían localmente dependiendo de los factores ambientales de cada año, mostrando aumentos considerables en años de hidrología favorable (Sáez-Royuela, 1997). La población invernal contaría con un contingente de aves procedente de Europa central y se censó en 20.000 individuos en 1989 (Troya & Bernués, 1990; Sáez-Royuela, 1997). Esta cifra podría haberse reducido posteriormente y oscilar entre los 13.000-15.000 ejemplares durante los años noventa, situación que probablemente refleja la tendencia negativa arriba mencionada de los principales efectivos reproductores europeos. Los censos de invernantes en España entre 1980-2001, aunque con fluctuaciones, demuestran una tendencia negativa significativa (Martí & Del Moral, 2002).

Andalucía. Presencia muy irregular, con cierta carencia de datos sobre la población nidificante (Solano, 2000). Según Valverde (1960), la especie habría ocupado la región hacia 1935-40, aumentando regularmente desde entonces, estimando algo más de un centenar de parejas reproductoras tras 1950. Los principales

efectivos se localizan actualmente en las marismas del Guadalquivir y su número varía notablemente en función de la inundación, de modo que en años buenos de agua (como 1997, 1998 y 2001) la población alcanzó las 400-600 pp., mientras que en años secos (1992-1995, 1999) sólo nidifican algunas decenas (Garrido, 2001a; M. Máñez *in litt.*). Existe una estima que eleva el total de parejas nidificantes en el conjunto de las marismas hasta las 800-1.200 pp. (García *et al.*, 2000), sin embargo, estas estimas parecen excesivamente altas (J. Aguilar Amat, *in litt.*) y, probablemente, en años óptimos sólo se alcance las 800 pp. (M. Máñez, *in litt.*). El número de polladas puede ser muy inferior a lo previsto en los censos de parejas realizados a principio del periodo reproductor. Así, en Las Nuevas de Doñana, sólo se contabilizaron tres polladas en junio y julio de 2000, mientras que se había estimado unas 275 pp. en los censos de abril y mayo (Equipo de Seguimiento de la EBD y Área de Conservación del PND, 2001). En las marismas del Odiel es nidificante regular (8-10 pp.) (J. M. Sayago, *in litt.*).

También se ha registrado su nidificación en las provincias de Málaga (1-2 pp. en las lagunas de Fuente de Piedra, Dulce y Capacete; SEO-Málaga, 1999), Córdoba, Jaén y Almería. No se registran concentraciones importantes durante el periodo de muda (Amat *et al.*, 1987).

Durante la invernada, la mayoría de las aves se localizan en las marismas del Guadalquivir y la media de aves invernantes (desde 1977/78 a 1994/95) es de algo menos de 2.000 aves (pudiendo oscilar entre 0-6.000 aves); estas fluctuaciones dependerían de la presencia o ausencia de agua en las marismas y no tanto del nivel de agua (Garrido, 2001a). Los censos de aves invernantes, realizados en enero (entre 1990-1996), permiten apreciar grandes fluctuaciones (1990: 3.414 ejemplares; 1991: 611 ej.; 1992: 4.113 ej.; 1993: 44 ej.; 1994: 290 ej.; 1995: 128 ej.; 1996: 107 ej.) (Solano, 2000) y a finales del invierno 2000/2001, se estimaron unos 15.000 ejemplares, una cifra considerada realmente inusual (M. Máñez, *in litt.*) que se explicaría por desplazamientos prenupciales de efectivos procedentes de otras localidades de invernada.

Aragón. Nidificante muy escaso, estimándose menos de 30 pp., la mayoría concentradas en la estanca de Chiprana (Zaragoza) (Hernández, 1997, 1999b, 2001). Nidifica muy puntualmente en otras localidades, como las lagunas de Sariñena (Huesca) (León, 1994; Sánchez, 1994; Sampietro & Pelayo, 1997; Hernández, 1999b) y Gualguerrero (Zaragoza) (Sampietro & Pelayo, 1994), el Pantanico del Vedado en Sábada (Zaragoza) (Hernández, 1999b) y la estanca de Alcañiz (Teruel) (Moreno, 1994). Los efectivos nidificantes en la laguna de Gallocanta alcanzaban las 200-400 pp. en los años setenta, pero han disminuido hasta desaparecer como reproductor en los últimos años (Pelayo & Sampietro, 1998).

Tradicionalmente, la especie ha mostrado una gran movilidad en Aragón, efectuando con frecuencia importantes desplazamientos postnupciales, con concentraciones para la muda (mayo-agosto), en otoño (a partir de septiembre y octubre) y para la invernada; este tipo de concentraciones ha sido observado en la laguna de Gallocanta en años con nivel alto de agua, con cifras récord en la década de los setenta (unas 11.000 aves en agosto de 1977 y más de 35.000 en diciembre de 1978) (Amat *et al.*, 1987; Pelayo & Sampietro, 1998).

En la laguna de Gallocanta, la llegada de invernantes se produce en octubre y, sobre todo, noviembre y las cifras se mantienen altas hasta el mes de febrero. En los últimos años, sólo se pueden observar pequeños grupos de forma eventual, especialmente en las lagunas de Gallocanta y Chiprana (Zaragoza), con algunos inviernos excepcionales (como 1989-1990) en los que se supera-

ron los 1.000 ejemplares (Pelayo & Sampietro, 1998). La tendencia de la invernada en el conjunto de la comunidad (1980-2001) es de una fuerte regresión (SEO/BirdLife, en prensa.) a pesar de algunos años de incremento (p. ej. 1991-96) (Sampietro & Pelayo, 1994, 1997; Hernández, 1999a).

Asturias. Especie de presencia invernal muy ocasional (E. García, *in litt.*).

Castilla-La Mancha. Alberga uno de los principales núcleos reproductores, localizado en el conjunto de humedales endorreicos, principalmente en las provincias de Toledo y Ciudad Real. Este conjunto, cuenta con unas 1.500 pp. nidificantes en años de hidrología favorable (como 1988 y 1999), mientras que llega a desaparecer casi totalmente como reproductor en años secos (Jiménez-García Herrera *et al.*, 1991; Sáez-Royuela, 1997; Velasco, 1999).

En 1997 se estimó la población reproductora en las lagunas manchegas más importantes (Velasco, 1999): Albacete (30-50 pp.), Ciudad Real (315-452 pp.; destacando El Retamar: 206-286 pp.), Cuenca (88-121 pp.; destacando Manjavacas: 85-107 pp.) y Toledo (513-679 pp.; destacando El Taray: 319-352 pp.), lo que suma un mínimo para este año de unas 1.200 pp. En 1998, solamente en Ciudad Real se censaron entre 720-974 pp., y en 2001, la población reproductora de Toledo, Cuenca, Guadalajara, y Albacete fue de 679-988 pp.; posiblemente la población total de la comunidad quede por debajo de las 2.000 pp. (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

En las Tablas de Daimiel, tradicionalmente el área más importante para la especie, el contingente reproductor ha sufrido grandes variaciones desde los años setenta en los que se contabilizaba la mayor parte de la población manchega, debido al deterioro generalizado de las Tablas; con la puesta en marcha del plan de regeneración hídrica de las Tablas, la combinación del trasvase desde el río Tajo y años húmedos, hace que la población fluctúe desde mínimos hasta varios miles (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

El embalse de Gasset (Ciudad Real) ha sido considerado una importante localidad de muda. Durante la invernada, la población censada (entre 1978 y 1989) tuvo un promedio de 2.833 individuos (Díaz *et al.*, 1996) que parece haberse mantenido en cifras similares durante la década posterior, con cifras destacadas en las lagunas del Taray o Villafranca (Toledo) y de Pétrola (Albacete), así como en el embalse de Buendía (Cuenca) o las Tablas de Daimiel (Ciudad Real). La invernada en esta comunidad varía notablemente de unos años a otros, siendo la media de ejemplares invernantes desde 1997 de 2.086 aves (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002), aunque al igual que para el conjunto de España, se ha dado un fuerte retroceso en las últimas décadas (SEO/BirdLife, en prensa).

Cantabria. No consta como nidificante y su presencia invernal es ocasional. El embalse del Ebro constituyó la más destacada localidad de muda postnupcial de la especie en la península Ibérica, junto con la laguna de Gallocanta (Zaragoza), pero perdió importancia a finales de los años ochenta (Pardo de Santayana, 1974; Amat *et al.*, 1987; Díaz *et al.*, 1996). Citas más recientes durante la época de muda, parecen indicar la presencia de unas pocas decenas o algunos centenares de individuos (363 en 1992 y 827 en 1993) (Sanz Villoria, 2002).

Castilla y León. Alberga una población nidificante muy escasa, localizada exclusivamente en el pantano de Monteagudo (Soria) que también representa una localidad de muda para la especie, con presencia de 100-150 ejemplares época de muda (junio y septiembre) en años recientes (Jubete, 1997; Sanz-Zuasti & Ve-

lasco, 1999; Sanz, 2000). La presencia invernal es muy ocasional (Díaz *et al.*, 1996).

Cataluña. Nidifica casi exclusivamente en el delta del Ebro, donde se instaló como reproductor entre los años 1930-1950, mostrando un fuerte incremento a partir de 1970 (Ferrer *et al.*, 1986). Desde 1999, también cría regularmente en el delta del Llobregat (Barcelona), aunque en muy bajo número. Se dispone de tres censos de la población nidificante en el delta del Ebro que indican un aumento gradual de efectivos: 1.600 pp. en 1984, 1.700 en 1988 y 2.088 en 1995 (Bigas & Vidal, 2002), aunque el esfuerzo de muestreo ha ido aumentando a lo largo de la última década, por lo que estos datos pueden no reflejar un verdadero crecimiento. Tampoco hay que descartar la incorporación en esta localidad de efectivos de otras zonas de España (como Aragón) que han ido perdiendo hábitat favorable.

En el delta del Llobregat nidificó una pareja de forma aislada en 1984 (Gutiérrez *et al.*, 1995) y de nuevo en 1999, tras la adecuación de prados inundados y marismas de aguas semi-permanentes, con abundancia de vegetación helofítica y sumergida, alcanzando 4-5 pp. entre 2000 y 2002 (R. Gutiérrez, F. X. Santaefemia y F. López/R.N Delta del Llobregat, datos inéditos). En el resto de Cataluña es un estival no reproductor raro, destacando la localidad de Aiguamolls de l'Empordà (Gutiérrez, 2000).

Parte de la población del delta del Ebro permanece en la localidad durante la muda postnupcial (Amat *et al.*, 1987). Esta población, recibe efectivos invernantes a partir de septiembre, especialmente en la tercera decena del mes, cuando se registra un máximo de presencia en otras localidades catalanas (Gutiérrez, 2000). La población invernante ha sido estimada en 1.032-1.367 ejemplares entre 1996-1998 (Copete, 1998; Gutiérrez, 2000, 2001a) y se concentra casi totalmente en el delta del Ebro, con algún ejemplar aislado en otros humedales costeros. Posteriormente se ha registrado un aumento, alcanzando 8.375 ejemplares en 1999 (Gutiérrez & Guinart, 2001) y 5.059 en 2001 (Gutiérrez, 2001b).

Comunidad de Madrid. Hasta 1994, la laguna de San Juan se considera la única localidad cría de la especie (SEO, 1994). Posteriormente, se han ido detectando nuevas localidades de cría, siempre en número escaso (1-2 pp.), incluyendo el río Manzanares junto a la presa del Rey (Cuevas *et al.*, 1997), el mar de Ontígola (Tajuelo Zaballos, 2000; López Huertas & Dávila Belinchón, 2000) y el río Jarama en Aranjuez (Hernández *et al.*, 2001).

Comunidad Valenciana. La población nidificante se localiza a lo largo del litoral, ocupando formaciones de restinga y albufera que definen una cadena de humedales, muy alterados por la acción antrópica. Destacan los del sur de Alicante, especialmente El Hondo y las salinas de Santa Pola, pudiendo superarse las 100 pp. en cada uno. En la albufera de Valencia aparece citado como reproductor en el siglo XVIII, indicando una ausencia invernal (Orellana, 1795). Esta comunidad contaba con importantes núcleos de población reproductora hasta los años setenta (1.000 pp. sólo en la albufera de Valencia en 1964; Bernis, 1964a) que han mostrado un acusado declive, resultado de la destrucción y contaminación de los hábitats palustres (Ferrer, 1991) (p.ej., la albufera de Valencia alberga unas 50 pp. en la actualidad). Otras localidades, con más de 20 pp. nidificantes, son el Prat de Cabanes-Torreblanca y los marjales de Els Moros, de Xeresa-Xeraco y de Pego-Oliva. El total de efectivos nidificante ha sido algo inferior a las 300 pp. de promedio, entre 1988-2000, fluctuando entre unas 160-500 pp.

No se registran concentraciones durante el periodo de muda, cuando la especie se enreace mucho en todas las locali-

dades. Las primeras agrupaciones postnupciales se observan a partir de finales del mes de septiembre. Durante la invernada, los efectivos censados oscilan entre 3.000-10.000 ejemplares, generalmente concentrados en unas pocas localidades, especialmente en la albufera de Valencia, pero también en El Hondo, salinas de Santa Pola y los marjales de Almenara y Els Moros.

Extremadura. Se ha registrado su nidificación muy escasa y aparentemente irregular desde 1988, en los embalses de Portaje y Orellana y en los ríos Zújar y Guadiana (Sánchez, 1991; Prieta Díaz *et al.*, 2000). En el embalse de Orellana, se producen concentraciones de muda importantes (entre 400-1.500 ejemplares), especialmente de machos (Prieta Díaz *et al.*, 2000). Aparece como invernante escaso, con una media de 30 ejemplares entre 1978-1989 (Díaz *et al.*, 1996), aunque representa una de las pocas comunidades donde su presencia invernal, parece haber aumentado notablemente durante los años noventa (SEO/BirdLife, en prensa.).

Galicia. Se considera una especie de presencia rara y se conoce una cita de reproducción en 1992, en el embalse de Castrelo do Miño (Ourense) (González & Villarino, 1994, 1995).

Islas Baleares. Existen referencias relativas a su reproducción a finales del siglo XIX y principios del siglo XX en Mallorca (es Prat y S'Albufera de Muro), aunque en los años treinta ya se considera accidental en el archipiélago, registrándose raramente durante la invernada en Mallorca y Menorca en décadas posteriores (Ferrer *et al.*, 1986). En 1991, se liberaron 60 ejemplares juveniles en S'Albufera, procedentes del delta del Ebro y Doñana, posibilitando el establecimiento de una pequeña población reproductora en años posteriores (12-15 pp. en 1992 y 60 pp. en 2000), con un promedio de unos 150 ejemplares censados durante la invernada entre 1997-2001; todavía se considera accidental en Menorca, Ibiza y Formentera (Vicens, 1992; King & Vicens, 1993; GOB, 1997b; Mejías García & Amengual Ramis, 2000; J. Muntaner, *in litt.*).

La Rioja. Se conoce la reproducción irregular de parejas aisladas en algunos humedales del valle del Ebro, hasta principios de los años noventa, aunque desde entonces se carece de observaciones en época de nidificación, siendo además muy escasa la presencia de invernantes o migrantes (Gámez *et al.*, 1999).

Murcia. Ha nidificado escasamente (1-3 pp.) en el embalse de Alfonso XIII de Calasparra en las últimas décadas, pero se considera ausente como reproductor desde 1996 (Sánchez & Esteve, 2000). Durante la invernada resulta escaso, con máximo de 16 aves (año 1990) y una media anual de tres aves en el periodo 1990-2000 (Anónimo, 2001b; F. Robledano, *in litt.*).

Navarra. En 1974 se verificó la reproducción de la especie en el embalse de Las Cañas, lo que supuso la primera cita para Navarra (Goizueta, 1977), donde ha mantenido una presencia posterior muy escasa. Durante la muda, se ha registrado la presencia de un pequeño número de ejemplares en la balsa de Purguel en 1988 (X. Ferrer, S. Enríquez y J. A. Amat, obs. pers.). En 1996 nidifica en la laguna de Pitillas (1-2 pp.) (Erdoziain, 1998) y la Badina de Escudera en Villafranca (1 pp.) (Sanz-Zuasti, 1998), sin embargo ese año no se reproduce en Las Cañas (Gutiérrez, 1998). Se han registrado cifras muy similares en años posteriores (Lekuona, 1998; Ucha, 1998) y así, entre 1998-2001 no ha superado 4-5 pp. (J. I. Dean, *in litt.*), reflejando un declive de la especie en Navarra durante la última década y una situación crítica tanto como nidificante como invernante (Arratibel *et al.*, 1998).

País Vasco. Considerado bastante escaso en la vertiente mediterránea y raro en la vertiente cantábrica del país, donde no consta su reproducción. Hasta 1998 sólo se conocían dos citas en Gipuzkoa, pero posteriormente se ha citado con regularidad, durante el otoño, en el embalse de Urkulu, con una cifra máxima de 21 ejemplares en noviembre de 2001 (G. Gorospe, *in litt.*).

ECOLOGÍA

Ocupa humedales con grandes láminas de agua, tanto dulce como salobre, y abundante vegetación palustre en las orillas, preferentemente en ambientes continentales abiertos, pero también en deltas y el litoral. Se trata de una especie parcialmente migratoria, muy vinculada a la presencia de macrófitos sumergidos (*Chara*, *Ceratophyllum*, *Potamogeton*, *Ruppia*) (Del Hoyo *et al.*, 1992; Krivenko, 1994).

Los nidos localizados en Doñana se situaron preferentemente en zonas inundadas con vegetación halófila (*Arthrocnemum glaucum*), relativamente cerca del agua, con un tamaño medio de puesta de $9,9 \pm 0,3$ huevos ($n = 62$) y un éxito reproductor del 53% de los nidos, con época de cría desarrollada desde finales de marzo a principios de junio y máximos a finales de abril (Amat, 1982). Los nidos localizados en el delta del Ebro se situaron en el interior de carrizales (*Phragmites australis*), con un tamaño medio de puesta de $10,2 \pm 0,7$ huevos ($n = 16$) y mayores porcentajes de eclosión, atribuidos a una menor presión de predadores (Lorente & Ruiz, 1985). Las eclosiones registradas en la albufera de Valencia ($n = 102$) ocurrieron entre principio de abril y finales de junio, con un pico a principios de mayo y con un promedio de 6,98 pollos en la eclosión (J. I. Dies, datos propios). En el delta del Ebro el pico de eclosión se sitúa en junio, debido a unas puestas más tardías (Ferrer *et al.*, 1986). Tiende a parasitar puestas ajenas (Amat, 1985, 1993).

La población ibérica es fundamentalmente sedentaria, realizando movimientos postnupciales de muda y otros desplazamientos, muy vinculadas con las condiciones ambientales, que pueden ser de gran distancia. Se ha observado el abandono de localidades de muda utilizadas hasta los años ochenta (el embalse del Ebro y la laguna de Gallocanta), ahora sustituidas por otras localidades, donde se registran agrupaciones de menor entidad. La selección de las localidades de muda parece relacionada con la disponibilidad de alimento y la profundidad y extensión de las masas de agua (Díaz *et al.*, 1996; Amat *et al.*, 1987). Durante la invernada, se conoce la llegada de poblaciones foráneas, de origen centroeuropa, entre septiembre y marzo (SEO, 1985) y no consta la presencia invernal de ejemplares pertenecientes a la población biogeográfica del mar Negro. La importancia de estos contingentes extraibéricos invernantes no está bien definida, ni su posible aportación posterior a los efectivos nidificantes, lo que podría explicar parte de las fluctuaciones demográficas que experimenta la especie.

AMENAZAS

Pérdida y desaparición del hábitat palustre que ocupa (2), incluyendo las transformaciones de las zonas húmedas y la sobreexplotación de los acuíferos subterráneos (particularmente en La Mancha húmeda), dado el carácter protegido global de los hume-

dales, pese a que las afecciones a nivel local todavía son importantes.

Pérdida de calidad del hábitat en humedales (1) con incremento generalizado de eutrofización a causa de la propia evolución histórica de las zonas húmedas o de su conexión a fuentes de nutrientes de origen antrópico (residuos agrícolas, urbanos o industriales). Esta pérdida de calidad favorece el desarrollo de fitopláncton y algas, alterando o causando la desaparición de los macrófitos sumergidos, una de las principales fuentes de alimento de la especie. Se trata de efectos ligados a la contaminación de los acuíferos superficiales, difíciles de corregir a corto plazo y que invalidan o disminuyen el potencial de atracción de muchas áreas potenciales para la especie. Del mismo modo, existe una pérdida de la calidad de las masas de vegetación palustre donde la especie nidifica que obedece a actividades humanas que lo degradan, alterando los ciclos hidrológicos naturales que potencian dichas masas o causando su desaparición directa por eliminación, quema, pastoreo.

Molestias derivadas de la actividad humana (2) incluyendo la presión cinegética y el furtivismo, así como la mortalidad asociada con intoxicaciones, envenenamientos o botulismo. La propia presencia humana (pesca, embarcaciones, recreo) es poco compatible con los lugares de descanso de las concentraciones invernales. La especie se caza en abundancia en las principales localidades de invernada, lo que supone una importante afección "legalizada". En el caso de algunas localidades de invernada destacada, como en la Comunidad Valenciana, no existen planes de aprovechamiento cinegético de la especie, no se aplican cupos de captura, ni se ha hecho efectiva la sustitución de la munición de plomo en la temporada 2002-2003. Muchos humedales utilizados por la especie en la invernada sólo son inundados durante la temporada cinegética, siendo desecados posteriormente (a partir de enero) para posibilitar otros aprovechamientos económicos, principalmente agrícolas (arrozal).

Ausencia de gestión adecuada de humedales (3) causando la colmatación vegetal de las láminas de agua, la desecación estacional por usos agrícolas (arroz y otros) o un nivel de inundación insuficiente. Comparativamente, son pocos los humedales que se puedan gestionar. La aplicación de un modelo de gestión incorrecto, aún siendo un factor a tener en cuenta, aún tiene por delante la recuperación del escenario a gestionar que normalmente ha padecido episodios de contaminación en el pasado.

Aspectos ligados a condicionantes climáticos. (4) El ascenso del nivel medio del mar, vinculado con el reciente cambio climático, ha causado la desaparición de hábitats óptimos en localidades importantes para la reproducción en Europa (Krivenko, 1994). Las sequías prolongadas pueden eliminar hábitat disponible eventualmente. Las temperaturas anormalmente altas a finales de invierno favorecen las explosiones demográficas de algunas algas que pueden competir con los macrófitos sumergidos, fuente de alimentación de la especie. Se han dado episodios relativos a estos factores pero es difícil prever como podrá evolucionar este factor.

Otros aspectos estructurales y ligados al comportamiento de la especie. La parcelación y reducción de los hábitats de nidificación puede afectar al éxito de reproducción, al facilitar el acceso de los predadores a los nidos. Entre las causas de pérdidas de nidos se ha registrado el abandono por molestias humanas y el parasitismo intraespecífico (Amat 1982). La concentración en localidades de muda, le hace susceptible a molestias derivadas de las actividades humanas (Blanco y González 1992) (2).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Las principales localidades de reproducción de la especie gozan de alguna figura de protección oficial.

La prohibición de la caza de acuáticas en Madrid, así como la protección de sus localidades de cría, puede haber beneficiado a la especie (SEO, 1994). Esta medida, también puede haber sido efectiva en el delta del Llobregat, declarado zona de seguridad para la caza y única localidad de cría en Barcelona. Se ha propuesto la protección del hábitat y la regeneración de los humedales para la conservación de la especie en La Mancha (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

El Pato Colorado fue retirado de la lista de especies cinegéticas en la Orden de Veda de Acuáticas de 1991 por la Generalitat Valenciana y restituido en la temporada siguiente, a petición de colectivos de cazadores.

La especie parece favorecida por la aplicación de medidas de gestión del hábitat en el delta del Llobregat, consistentes en el control del nivel del agua en cien hectáreas de marismas y de la vegetación palustre con herbívoros, adecuando zonas de alimentación ricas en macrófitos y otros helófitos. Su reintroducción en Mallorca también ha estado acompañada de medidas de gestión del hábitat en S'Albufera, incluyendo el manejo de la vegetación palustre con herbívoros.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Entre las prioridades de conservación previstas en un borrador del Plan de Acción para la especie en Europa (Defos, 2001) se destaca:

Incentivar la investigación de los requerimientos ecológicos y la dinámica de su población nidificante e invernante. Se propone la realización de censos coordinados durante la primavera y verano, para conocer mejor la distribución pre y postnupcial de la especie en la actualidad (2).

Se tiene poca información del impacto de la caza y del número de capturas y se debe introducir un sistema oficial para cuantificar estas capturas. Es una información esencial para proponer planes de manejo adaptados a su demografía y requerimientos biológicos y ecológicos. Sin el conocimiento del número de capturas, difícilmente se pueden valorar oscilaciones interanuales que puedan ser atribuibles a modelos de gestión empleados. En este sentido, es preciso definir cupos de caza, establecer áreas de reserva y aplicar la normativa de prohibición del uso de munición de plomo en zonas húmedas (2). Se pueden estipular moratorias de caza cautelares, a la espera de la redacción y aprobación de planes de acción o de aprovechamiento cinegético de la especie, acordes con su conservación.

Limitar las actividades económicas incompatibles con el mantenimiento y conservación de sus hábitats. En especial aquellas que comporten un deterioro de las masas de vegetación palustre, de la calidad del agua y un incremento de eutrofización en humedales mediante el aporte de nutrientes de origen antrópico. Se deben impulsar modelos de gestión y uso de fertilizantes que sean sostenibles de acuerdo con políticas comunitarias al uso (3).

Gestión y manejo de las principales localidades de cría, muda e invernada de la especie, basado en sus requerimientos de hábitat. Esto puede incluir la conservación o adquisición de alguna de estas localidades y una mayor atención a la presencia de recursos tróficos, así como la calidad del medio acuático como base para la recuperación de la especie (5).

Porrón Pardo

Aythya nyroca

En Peligro Crítico; CR B2ab(iii,v); C2a(i,ii); D

Autor: Andy J. Green

El Porrón Pardo se encuentra en drástica disminución poblacional (principalmente entre los años 1900 y 1970), especialmente en su núcleo principal en las marismas del Guadalquivir, y estar cerca de la extinción como reproductor (en las últimas dos décadas sus poblaciones han colapsado, quedando una pequeña población de 0-10 parejas que fluctúa en tamaño y distribución entre años, sin encontrar hábitat favorable con un mínimo de calidad para esperar una recuperación). Por ello califica En Peligro Crítico, enfrentándose a un alto riesgo de extinción a lo largo de la próxima década.

DISTRIBUCIÓN

Distribución fragmentada pero amplia, nidificando hacia el este hasta Mongolia y China occidental, incluyendo la mayoría de los países de Europa central y occidental (Tucker & Heath, 1994; BirdLife International, 2000; Callaghan, 2001). La distribución de invernantes solapa en parte con la de nidificantes, pero incluye muchos países Áfricacos al sur del Sahara. Scott & Rose (1996, y Rose & Scott (1997) consideran que hay un total de cuatro subpoblaciones biogeográficas, todas actualmente en declive. Los po-

rrones que nidifican en España constituyen una pequeña parte de la población del Mediterráneo occidental y África occidental (nidificando en España, Marruecos, Argelia y Túnez, e invernando en los mismos países así como al sur de la Sahara en Senegal, Mauritania, Chad, Níger, Nigeria, Burkina Faso, Malí y Camerún). Sin embargo, muchas de las aves que invernán en España y el Magreb proceden de países centro-europeos (Bankovics, 1997).

España. Nidifica de forma ocasional en las marismas del Guadalquivir, y el Levante (especialmente los humedales sudallicantinos) y en Castilla-la Mancha. Se registra la especie de forma

esporádica en muchas partes del país en cualquier época del año. Hay varias localidades en las que se han registrado aves o parejas durante la época de cría sin confirmar su reproducción (Blanco & González, 1992; Raya, 1993). El 51% de las observaciones de Porrón Pardo se han realizado entre octubre y enero (1970-93, n = 274, considerando varias observaciones de la misma localidad para el mismo mes, así como observaciones de varias aves, como un solo registro) (noviembre es el mes con mayor número de registros). El 50% de las observaciones se realizaron en Andalucía, 17% en la Comunidad Valenciana, 12% en Baleares y 21% en provincias de otras comunidades (Albacete, Asturias, Badajoz, Barcelona, Cáceres, Ciudad Real, Coruña, Cuenca, Fuerteventura, Girona, Huesca, León, Lérída, Madrid, Murcia, Navarra, Orense, Santander, Tarragona, Toledo, Vizcaya, Zaragoza).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Rose & Scott (1997), estimaron la población mundial en unos 35.000-75.000 aves invernantes, con la de España incluida entre la subpoblación de 10.000 aves dividida entre el Mediterráneo occidental y África occidental. Sin embargo, Scott (2002) estima esta población en unas 2.000-3.000 aves, debido al declive registrado en los últimos años, aunque en 1999 se censaron 7.801 invernantes en Mali y otros 3.800 en Chad (T. Dodman, *in litt.*). Por otro lado, la población en Asia podría ser bastante superior de lo que se pensaba (Birdlife Internacional, 2000).

En Marruecos, crían parejas aisladas pero ocasionalmente se ven grupos de hasta 100 aves en invierno (Green 2000; Green *et al.*, 2002). En Argelia, más de 600 pp. criaban en lago Tonga (El Kala) en 1991-1992 (Boumezeur, 1992) y hasta siete parejas criaron en otro dos humedales (Fishpool & Evans, 2001). En Túnez, se ha comprobado la cría de algunas parejas en tres humedales desde 1996 (Anónimo, 1997; Hamrouni, 1997), y se contaron 1953 aves en octubre 2001 (Azafzaf, 2001). En Francia, se ha comprobado la cría de forma ocasional (seis veces en el siglo XX), y unos 1-25 aves invernan (Rufay & Sériot, 1999; Callaghan, 2001).

España. La población de nidificantes ha sido estimada en 1-10 pp. (Martí & Molina, 1997). Unas 5-40 aves invernan en España cada año (Martí & Molina, 1997; Callaghan, 2001). La gran mayoría de observaciones de invernantes son de uno a tres ejemplares, pero cabe destacar un registro excepcional de 48 ejemplares en las lagunas de Espera, el 3.12.89 (Raya, 1993) y otro de 17 aves un mes antes en las graveras de El Porcal (Madrid) el 4.11.89 (Juan, 2002). El máximo de Madrid ha sido 22 aves en la laguna de San Juan el 13.12.87 (Juan, 2002).

Recuperaciones de aves anilladas en los años sesenta y setenta confirman un intercambio con Marruecos y Francia (oficina de anillamiento, sin publicar). Una ave anillada en enero en Doñana se recuperó en Larache (Marruecos) en junio dos años después. Otra anillada en febrero en Doñana se recuperó en Antequera dos febreros después. Otra anillada en Doñana en marzo se recuperó en El Hondo en diciembre del mismo año. Además, una ave anillada en la Camarga (Francia) en abril de 1970 se recuperó en el delta del Ebro en diciembre 1972.

Andalucía. Valverde (1960) consideraba que había “quizá unas 500 parejas” en las marismas del Guadalquivir a primeros del siglo XX, pero tan sólo “una docena” en los años cincuenta. Como índice de su abundancia en la zona, la EBD realizó 25 anillamientos entre 1965 y 1968 (Raya, 1993). El

13.4.68 se vieron 20-30 aves en la marisma de El Rocío (H. Melftofte, comm. pers.). Entre 1970 y 1992 se comprobó la cría sólo tres veces, con dos polladas el 3.5.84, una el 20.6.87 y unos volantones el 11.8.89 (diarios inéditos de la EBD; Hecker, 1994). Después de varias sueltas en lagunas onubenses en Doñana y su entorno de aves criadas en cautividad entre 1992 y 1996 (véase Medidas de Conservación), se ha comprobado la cría repetidamente en Doñana en las lagunas Acebuche-Huerto-las Pajas (tres parejas en 1993, dos polladas en 1994: diarios inéditos de la EBD, memorias del Parque Nacional de Doñana) y el Charco del Toro (una pollada en 1997). Además varias aves criaron después de ser liberadas en la laguna del Portil (cinco parejas en 1997 y una en 1999 y 2000: J. L. Arroyo en diarios de la EBD; F. Chiclana com. pers.; Garrido, 2001b). En 2000, otra pareja nidificó en el estero de Domingo Rubio, Huelva (Garrido, 2001b). Fuera de Doñana, a primeros de siglo XX, también criaba en la laguna de Medina (Cádiz), la desaparecida laguna del Torero (Cádiz) y la laguna de Palos (Huelva) (Raya, 1993). La cita de la especie como nidificante en los embalses jienenses (Calle, 1989) probablemente se debe a un error.

Valencia. Criaba en la Albufera en la primera mitad del siglo XX (Pardo, 1942; Dolz *et al.*, 1991; Hecker, 1994). En El Hondo, Navarro (1988) la consideró sedentaria, aunque escasa, “hace ya años” (algún periodo antes de los años setenta). Se confirmó la cría en 1988 (Blanco & González, 1992), y otra vez en 1996 (una pollada, D. Callaghan, com. pers.). En el Clot de Galvany, otro humedal sudalicense, una pareja crió en 1990 (Dolz *et al.*, 1991).

En el Marjal del Moro se ha registrado la especie desde 1992 (Yuste, 2000), comprobando la cría de una pareja en 2001.

Castilla-La Mancha. Criaba en las Tablas de Daimiel al principio del siglo XX (Chapman & Buck en Raya, 1993). Las 11 pieles de machos en la colección del MCNM recogidas en Daimiel entre 1912 y 1920 (siete entre marzo y mayo) sugieren que criaba de modo regular (desde 1980 a 1983 existían dos parejas reproductoras y no vuelve a reproducirse en las Tablas hasta 1991; CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). Ha sido citado como nidificante en 1984 (Blanco & González, 1992). También se comprobó la cría de una pareja en 1991 en alguna laguna manchega (Blanco & González, 1992, no se descarta alguna confusión entre este dato y el de Daimiel del mismo año).

Cataluña. Una pareja nidificó en el delta del Ebro en 1962 (Hecker, 1994).

ECOLOGÍA

Utiliza humedales ricos en vegetación emergente, flotante y/o sumergida (Green, 1998a), especialmente los de agua dulce (con muy poca tolerancia a la salinidad y eutrofización) con presencia de macrófitos sumergidos. Según Valverde (1960) “es el pato que necesita más cobertura, junto con el Pato colorado” y “el biotopo preferido son las manchas de *Typha*”. Bucea menos, y se asocia más con vegetación emergente que los porrones común y moñudo (que utilizan más las zonas de aguas abiertas) (Green 1995, 1998b). Amat & Soriguer (1982) consideraron que, en España, usa lagunas interiores más que otros tipos de humedales, pero un análisis más completo (véase distribución) demuestra que el 45% de las observaciones (n = 274) se realizaron en marismas costeras (incluyendo albuferas, marjales, etc.) y sólo el 35% en lagunas interiores. Las demás observaciones se realizaron en embal-

ses (10%), graveras (3%) u otros tipos de humedales (7%). En Marruecos utiliza relativamente poco los embalses y otros humedales artificiales (Green, *et al.*, 2002).

Debido a su escasez como reproductor, hay poca información sobre la nidificación en España, pero la mayoría de las polladas eclosionan en mayo y junio. Según Valverde (1960) la puesta ocurre a finales de abril y hasta final de mayo. La madurez sexual y la primera reproducción se alcanzan en el primer año. No se sabe la edad promedio de los adultos, ni tampoco hay información concreta sobre las tasas de mortalidad. Las sequías probablemente limitan la distribución y éxito de cría de la especie.

AMENAZAS

El estatus del Porrón Pardo en España depende en parte de su situación en otros países europeos, donde hay poblaciones más grandes que están en declive, sobre todo debido a la pérdida de hábitat (Hecker, 1994; Callaghan, 2001). Este declive probablemente se traduce en una disminución en la llegada de aves a España, especialmente en invierno.

Destrucción y degradación del hábitat. (1) La causa más importante del declive en España (Tucker & Heath, 1994), especialmente la transformación de la mayoría de la superficie de las marismas del Guadalquivir desde los años cincuenta (Saura, *et al.*, 2001). En Doñana criaba principalmente en el Caño de Guadimar y la Madre (Valverde, 1960), caños que eran mucho más profundos, permanentes y ricos en *Typha* y otra vegetación emergente que en el día de hoy (Valverde, 1960). La pérdida de hábitat en España continúa, y hay sitios importantes con alto riesgo de perder su valor en los próximos años (para más detalles véase misma sección en la Cerceta Pardilla; este libro).

Una de las causas que probablemente está llevando a esta especie a la extinción se debe a sus estrictos requerimientos ecológicos (ver apartado relevante). Las actividades humanas en las cuencas vertientes de los humedales, frecuentemente tienen un impacto directo en el hábitat de la especie (aumentando salinidad y eutrofización y disminuyendo macrófitos sumergidos). La pérdida continua de humedales en el Magreb tiene implicaciones directas para la conservación de la especie (ambas poblaciones). En estos humedales, el sobrepastoreo y el desbroce elimina la orla de vegetación emergente (lugar habitual de nidificación) (Green *et al.*, 2002).

Caza furtiva y plumbismo. (2) La caza ilegal probablemente sea un grave problema para el Porrón Pardo (especialmente en el Levante), ya que pocos cazadores distinguen ésta del Porrón Común (y otras especies de patos declarados cinegéticos) además de la poca vigilancia de la caza en los cotos. La especie también está afectada por plumbismo, debido a la alta densidad de perdigones de plomo existente en los sedimentos de muchas zonas húmedas donde se encuentra (Mateo *et al.*, 1998). Un ejemplar en-

contrado muerto en El Hondo el 29.2.97 llevaba 30 perdigones en la molleja, siendo ésta la causa probable de su muerte (Mateo *et al.*, 2001).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En Andalucía, se han realizado varias sueltas de aves criadas en cautividad en el centro del Acebuche entre 1992 y 1996 (26 en 1992, 23 en 1993, 20 en 1994, 25 en 1995 y más de 30 en 1996). Las primeras sueltas se realizaron en el complejo de lagunas Acebuche-Huerto-Pajas, y las últimas en la laguna del Portil (Huelva). Estas sueltas resultaron en la nidificación de varias parejas en estas zonas en los años siguientes, pero esta medida no ha logrado aumentar el tamaño poblacional a largo plazo debido a que las causas del declive siguen existiendo (en Francia se han realizado varias sueltas de aves de cautividad sin éxito (Callaghan, 2001). Hasta el presente, no se han aprobado los preceptivos planes de recuperación en las distintas CC.AA. donde nidifica. Se cuenta con un Plan de Acción Internacional donde se detallan numerosas medidas de conservación (Callaghan, 2001).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Las siguientes medidas propuestas deben considerarse y llevarse a cabo de forma complementaria con las ya identificadas para el Plan de Acción a nivel europeo (Callaghan, 2001).

- Elaborar, aprobar y ejecutar planes de recuperación en Andalucía y Comunidad Valenciana de forma coordinada (2).
- Mejorar la calidad y el control de la cantidad de agua que abastece el P.N. El Hondo (1).
- Restaurar el hábitat de la laguna de los Tollos, así como brindar protección efectiva (3).
- Prohibir el uso de perdigones de plomo en todos los humedales, y hacer cumplir la prohibición por vigilancia en los humedales sudallicantinos y las marismas del Guadalquivir (2).
- Evitar la caza ilegal que se está produciendo en parte por haber ampliado las zonas de reserva de los humedales sudallicantinos. En todo el territorio nacional, prohibir la caza en horas de poca luz en humedales, y hacer un examen obligatorio en identificación de especies amenazadas para conceder licencia para de caza de aves acuáticas (3).
- Realizar controles continuos de las piezas abatidas en los humedales sudallicantinos y las marismas del Guadalquivir durante las tiradas (2).
- Fomentar la colaboración con países del Magreb en materia de conservación, seguimiento e investigación de la especie. En particular es prioritario proteger los sitios claves ya identificados y determinar la distribución de las parejas nidificantes (Green *et al.*, 2002) (1).

Malvasía Cabeciblanca

Oxyura leucocephala

En Peligro; EN A3ce

Autor: José Antonio Torres Esquivias

La población actual de la Malvasía Cabeciblanca está cifrada en unos 2.300 individuos y la tendencia futura, una vez recuperada el área de distribución de los años cincuenta, difícilmente puede tener un progresivo aumento de los efectivos. Por el contrario, puede inferirse un declive de la población debido a la expansión de la Malvasía Canela, una especie americana, introducida artificialmente en Europa y que se hibrida con la Cabeciblanca y se producen ejemplares híbridos fértiles. Aunque se cuenta con un programa de erradicación de malvasías canelas, de continuar la progresiva proliferación de éstas, es muy probable vaticinar la desaparición de las cabeciblancas en un corto espacio de tiempo. Por todo ello la especie califica como En Peligro.

DISTRIBUCIÓN

Paleártica, muy fragmentada, con dos subpoblaciones, una migradora que se reproduce en determinadas zonas de Rusia, Kazajistán, Uzbekistán, Turkmenistán, China y Mongolia, e inverna en Rumanía, Bulgaria, Grecia, Turquía, Irán, Afganistán, Israel, Siria y Paquistán; y otra Residente muy localizada en España, Marruecos, Argelia, Túnez, Irán, Turmenistán, Turquía, Afganistán y Paquistán (Green & Hughes, 2001; Li, com. pers.).

España. Se reproduce regularmente en las provincias de Alicante, Almería, Cádiz, Ciudad Real, Córdoba, Sevilla y Toledo, y de forma irregular en Albacete, Huelva, Jaén, Cuenca, Mallorca y Málaga.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población mundial total no se conoce con precisión, debido a lagunas de información en Asia central. El declive de la población mundial de malvasías a lo largo del s.XX ha sido de gran dimensión, pasando de unos 100.000 individuos cuando se inició dicho siglo a la población actual que probablemente no supera los 14.000 individuos (Li com. pers.); La población del Paleártico occidental (sin contar España), probablemente no supera los 800 ejemplares (detalles en Green & Huges, 2001).

España. A mediados del siglo XX la población española de Malvasía cabeciblanca podría estar formada por unos 1.000 ejemplares y más de la mitad se reproducían en las marismas del Guadalquivir (Valverde, 1960). El resto nidificaba en diversos humedales de Cádiz, Huelva y Sevilla, aunque también podría reproducirse, al menos ciertos años, en Málaga, Córdoba, Jaén, Toledo, Ciudad Real y algún otro lugar próximo a la costa mediterránea del levante Español (Bernis, 1972).

Cuando se inicia la década de los años setenta, los efectivos de esta especie ya no superan los 100 ejemplares y sólo se reproducen en unos pocas lagunas de Cádiz y Sevilla. La situación se complica aún más durante los primeros años de la década, hasta el punto de quedar reducida la población española a 22 malvasías en 1977 (Torres-Esquivias, 1982). Las últimas malvasías de Europa sólo se reprodujeron ese año en la laguna de Zóñar (provincia de Córdoba). Zóñar se había convertido desde 1974 en su principal lugar de estancia y reproducción, pero todos los años se producían algunas bajas durante las diversas jornadas de caza que tenían

lugar en esta laguna. La prohibición de la actividad cinegética en la dicha laguna, propició una discreta recuperación de la especie que en los años siguientes amplió de nuevo su área de distribución y se reprodujo de forma ocasional en varias lagunas de Cádiz y Sevilla, poco después en Huelva y Jaén, y de forma continuada lo siguió haciendo en Córdoba.

En 1988, ya con los efectivos recuperados por encima de los 400 ejemplares, comenzó a reproducirse en Almería y Toledo. En 1990 amplía de nuevo su área de reproducción ocupando humedales de Alicante, Ciudad Real y Málaga. Las bajas precipitaciones de los siguientes años redujeron significativamente los lugares de nidificación, pero no los efectivos, y al iniciarse el periodo reproductor de 1997, la población española de malvasías -que ya superaba los 900 ejemplares-, se instaló con éxito y de forma simultánea en 20 humedales de 12 provincias, entre ellos en Mallorca desde 1996 (introducida) y Cuenca. En 1998 se incorporan como lugares de reproducción tres lagunas de la provincia de Albacete ya con unos efectivos totales de 1.339 malvasías.

El crecimiento numérico de la población Ibérica se ha visto acompañado de la ampliación de su área de distribución y así ha pasado de la provincia de Córdoba a las de Cádiz, Sevilla, Almería, Ciudad Real, Toledo, Alicante, y ocasionalmente: Huelva, Jaén, Málaga, Cuenca, Mallorca y Albacete. Tras la reproducción del año 2000 se censaron en España 4.489 Malvasías lo que supuso el máximo registro conocido (Torres & Moreno-Arroyo, 2000), pero antes de iniciarse el periodo reproducción de 2001 la población se había reducido a no más de 2.700 ejemplares y antes de terminar el año habían desaparecido otros 400.

La población actual está cifrada en unas 2.300 malvasías y la tendencia futura, una vez recuperada el área de distribución de los años cincuenta, difícilmente puede tener un progresivo aumento, más bien se esperan fluctuaciones más o menos intensas y muy relacionadas con las precipitaciones anuales de las diversas áreas de nidificación (Torres-Esquivias, 2002).

ECOLOGÍA

Durante el periodo reproductor humedales, naturales o artificiales con abundante vegetación perilagunar y subacuática (Amat & Sánchez, 1982) con profundidades comprendidas entre 70 y 400 cm. Preferentemente aguas nuevas, algo salobres y con abundante presencia de larvas de quironómidos (ver a continuación). Li-

bres de altas poblaciones de carpas y percas americanas. El resto del año lagunas o embalses de tamaño medio o grandes de similares características a los descritos para el periodo reproductor, aunque no es tan importante la presencia de vegetación perilagunar densa. Es muy gregaria fuera de la época de reproducción, momento en el que se registran movimientos no direccionales de muda y dispersiones invernales (en la población española) influenciados por las condiciones de precipitación según los años.

Se alimenta principalmente por la noche, zambuyéndose en busca de semillas, restos de plantas acuáticas e invertebrados entre los que destacan sobre todo larvas de quironómidos béticos (para más detalles sobre su alimentación y comportamiento social véase: Sánchez *et al.*, 2000; Green & Huges, 2001). La época reproductora se extiende desde finales de marzo hasta septiembre (puesta: abril-agosto; eclosión principalmente en junio y julio) (detalles en Green & Huges, 2001 y Torres-Esquivias, 2002).

AMENAZAS

Expansión de la Malvasía Canela. La principal amenaza de esta especie es la expansión de la Malvasía Canela (*Oxyura jamaicensis*), una especie americana, introducida artificialmente en Europa que se hibrida con la Malvasía Cabeciblanca y se producen ejemplares fértiles. De continuar la progresiva proliferación de malvasías canelas, es muy probable la desaparición de las cabeciblancas en un corto espacio de tiempo. La única forma de solucionar este problema es la eliminación del núcleo reproductor existente en el Reino Unido, así como todos los ejemplares que se encuentran en diversos países (Hughes *et al.*, 1999, Torres-Esquivias & Moreno, 2000; Green & Huges, 1996). La importancia de esta amenaza en España queda de manifiesto si se tiene en cuenta que aunque desde 1984 se han venido eliminando de forma continuada híbridos y ejemplares de Malvasía Canela (más de 160); en el año 2001 se localizaron ocho nuevos ejemplares. La situación sigue siendo muy grave, teniendo además en cuenta que desde 1993 se detectan malvasías canelas en Marruecos (Castro & Torres, 1994), y es una incertidumbre la posible evolución de esta especie en el vecino país, y los posibles esfuerzos para su erradicación.

Intoxicación por plomo. La intoxicación por plomo está causando bajas en la población española de malvasías y otras anátidas amenazadas (Mateo *et al.*, 2001). Las altas densidades de perdigones de plomo en el fondo de algunos humedales, está propiciando la muerte de numerosos ejemplares con claros síntomas de padecer plumbismo. El Parque Natural del El Hondo sufre los más altos índices de presencia de perdigones por unidad de superficie habiéndose recogido malvasías muertas con alto contenido de plomo en sangre en varias ocasiones (véase Mateo *et al.*, 2001 para detalles sobre la gravedad de la situación en España, y en particular en humedales de la comunidad valenciana).

Especies introducidas. La presencia, en altas densidades, de especies exóticas, como la carpa o la perca americana, hacen inviable la presencia de las malvasías. Estas especies producen importantes alteraciones en los humedales donde se encuentran, entre otras: eliminan la vegetación subacuática, alteran la composición y la abundancia de los invertebrados presentes, y en el caso de la perca capturan sus pollos y molestan a los adultos, razón para el abandono de estos lugares (como ya se ha demostrado en varias lagunas).

Las líneas eléctricas próximas a los humedales son elementos muy peligrosos para esta especie. Se ha podido constatar la muerte de varias malvasías por choques con los cables de algunas líneas eléctricas.

Destrucción y degradación del hábitat. Cualquier alteración de las características básicas de los humedales que utiliza la malvasía para sus concentraciones invernales o para su reproducción, pueden tener consecuencias no deseadas, sobre todo si alteran su profundidad, los aportes de agua, los cinturones de vegetación o la presencia de los invertebrados de los que se alimenta. La colmatación de los humedales, la alteración de la vegetación perilagunar y el corte o la extracción de agua en sus inmediaciones son graves problemas que afectan de forma muy concreta a esta especie. La práctica desaparición de la malvasía de humedales que antaño tuvieron gran importancia para la especie, p. ej. marismas del Guadalquivir (Valverde, 1960; Amat & Sánchez, 1982), se debe a un conjunto de cambios cortando los ciclos de inundación, eliminando zonas profundas y semi-permanentes adecuadas para patos buceadores (véase este mismo apartado en la ficha de Cerceta Pardilla, este libro y Green & Figuerola, 2002).

Las malvasías, como el resto de las aves acuáticas, son muy sensibles a las infecciones de carácter biológico que se producen cuando las lagunas comienzan a perder agua por debajo de los límites habituales. Estas circunstancias se suelen dar cuando se inician los periodos secos o se normalizan situaciones de altas precipitaciones, como ha ocurrido desde el verano de 2000. Muchos de los ejemplares desaparecidos desde septiembre de 2000 han aparecido muertos con claros síntomas de padecer botulismos en humedales de Andalucía, Castilla-La Mancha y Valencia. Las fluctuaciones de nivel de las lagunas alimentadas con aguas procedentes de depuradoras urbanas o de otras procedencias, agravan estos problemas.

Actividad cinegética. La actividad cinegética ha sido uno de los principales enemigos de esta especie, en buena medida responsable del gran declive que experimentó en la segunda mitad del siglo XX (Torres & Moreno-Arroyo, 2000; Green & Huges, 1996, 2001). La recuperación de la especie en las últimas décadas, se debe en buena medida a la prohibición de su caza. Se ha demostrado en numerosas ocasiones lo vulnerables que son a esta actividad, sobre todo cuando inician el vuelo. En la actualidad está prohibida la caza en todos los lugares donde la especie se concentra o se reproduce, pero en alguno de estos humedales, el cese de actividad cinegética no es definitivo y se hace imprescindible que la situación actual se mantenga o lo que es más recomendable, se convierta en definitiva.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Algunas CC.AA., cuentan con planes de recuperación (borrador en Andalucía y Valencia). Castilla-La Mancha cuenta con un plan de recuperación aprobado en 1995, comunidad donde se han comprado derechos de caza (para evitar cacería) en algunos humedales importantes para la especie (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). Existe un Grupo de Trabajo Nacional, de la Dirección General de Biodiversidad y las CC.AA.

Programa de erradicación de la Malvasía Canela, se viene realizando en España desde 1992, es sin duda la principal iniciativa para asegurar el futuro de la Malvasía Cabeciblanca.

Mejora del hábitat. La mejora de las características de las zonas húmedas naturales o artificiales, que dan cobijo a esta

especie es una tarea fundamental. Estas medidas se pueden concretar en la extracción de los perdigones de plomo en los humedales con alta concentración y en el mantenimiento de los suministros de agua en los casos de humedales restaurados. En estos casos es fundamental vigilar la calidad y la cantidad del líquido elemento. El control de las poblaciones de carpas en ciertos humedales es otra tarea que se está llevando a cabo y que merece ser incrementada de cara al futuro. Otra actuación importante es el desvío o al menos la señalización adecuada de las líneas eléctricas próximas a los humedales, así como otras muchas actuaciones que permitan la regeneración y mejora de sus condiciones naturales.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Para un mayor detalle sobre el conjunto de acciones propuestas para la conservación de la especie, las medidas aquí propuestas, deben considerarse conjuntamente con las ya identificadas (en buena medida coincidentes) en el Plan de Acción Internacional (Green & Huges, 1996). De forma general, es necesario aprobar con rango legal adecuado y llevar a cabo las medidas de los planes de recuperación de la especie. Estos planes deben dotarse con suficientes recursos como para desarrollar en profundidad las múltiples acciones propuestas. No debe olvidarse la coordinación necesaria en todos los aspectos relacionados con la conservación de la especie.

Eliminación de la Malvasía Canela. Existe una población libre en el Reino Unido (que en la actualidad puede superar los 5.000 ejemplares). También habría que tomar la misma medida con las malvasías canelas que se encuentran en otros países euro-

peos y norte de África (incluido la continuación del programa en curso en España).

Manejo del hábitat. Resulta fundamental asegurar unas condiciones ambientales favorables para ésta y otras especies de anátidas amenazadas, habría que continuar con las actuaciones tendentes a eliminar los perdigones de plomo, en todos aquellos humedales donde su presencia sea elevada (El Hondo, Medina). Asimismo, es necesario la eliminación de la carpa y de la perca americana en las lagunas donde dificulta o impiden la presencia de la Malvasía (Zóñar, Primera de Palos, etc). El mantenimiento y control de los aportes artificiales de agua se hace muy necesario, así como la toma de medidas tendentes a evitar o controlar el botulismo.

Prohibición de la caza. De forma indefinida en todos los lugares de concentración y reproducción de la especie. Como ya se ha comentado, la Malvasía es muy vulnerable a la actividad cinegética, a pesar de las medidas que se puedan tomar, ya que son frecuentes las bajas cuando se practica la caza en humedales está presente. La protección efectiva de la especie requiere un mayor esfuerzo de vigilancia de la actividad cinegética, se debe aplicar la legislación con todas sus consecuencias para los infractores.

Cría en cautividad. El mantenimiento de varios núcleos cautivos resulta imprescindible, sobre todo si tenemos en cuenta la regular llegada de malvasías canelas. El proceso de hibridación es una desgraciada realidad, complicada de evitar y por ello hay que asegurar el futuro de una especie que puede atravesar en cualquier momento situaciones críticas.

Seguimiento. Es necesario seguir realizando censos y seguimiento regular coordinado entre las distintas CC.AA., con el fin de contar con un conocimiento detallado sobre la situación (en todo momento) de la especie.

Elanio Común

Elanus caeruleus

Casi Amenazado; NT D1

Autores: Juan José Ferrero Cantisán y Alejandro Onrubia

El Elanio Común ha sufrido una importante expansión en las últimas décadas, especialmente en la mitad occidental peninsular; sin embargo, su población se presenta no demasiado abundante y dispersa, mostrándose muy dependiente de un paisaje de herbazales con arbolado disperso, que está sufriendo una notable transformación por la intensificación agrícola o por abandono de cultivos. Califica como Casi Amenazado por su pequeña población de la que se carece de estimas adecuadas, pero podría no alcanzar el millar de individuos maduros.

DISTRIBUCIÓN

El Elanio Común ¹ o Azul está ampliamente distribuido por África, Asia y sur de Europa, con poblaciones reproductoras en España, Portugal y Francia (Cramp & Simmons 1980; Del Hoyo *et al.*, 1994).

España. Se distribuye principalmente por la mitad occidental de la Península, principalmente en Extremadura, desde donde se ha expandido hacia el norte y el sur en los últimos 30 años. Actualmente también cría de manera más o menos regular en Andalucía (todas

las provincias menos Almería), Castilla-La Mancha (Toledo y Ciudad Real), Madrid, Castilla y León (todas las provincias a excepción de Ávila y Palencia, que tan sólo cuentan con una cuadrícula de reproducción en el nuevo Atlas; Martí & Del Moral, 2003), País Vasco (Álava), Aragón (Huesca) y Cataluña (Lérida). Reprodutor probable en Navarra (periodo 1998-2001); se ha registrado presencia de la especie en otras provincias donde todavía no se conoce su reproducción (Albacete, Cuenca, Guadalajara, Orense, Lugo, Barcelona y Gerona) (Ferrero, 1994; Mendoza, 1997; Ferrero & Onrubia, 1998; Martí & Del Moral, 2003).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población europea del Elanio Azul se estima entre 450-950 pp., según se deriva de los datos combinados de España (este trabajo), Francia (5 pp.: BirdLife International/EBCC, 2000) y Portugal (100-150 pp.; “probablemente estable”: Palma *et al.*, 1999). La población francesa se origina en los años noventa como resultado del proceso de expansión en España.

España. La población española puede estimarse actualmente entre 350-800 pp. reproductoras, en base a las estimas facilitadas a continuación e información complementaria del nuevo Atlas de aves reproductoras de España (periodo 1998-2001) (Martí & Del Moral, 2003).

Otras estimaciones recientes (años noventa) cifraban la población en torno a las 1.000 pp., con tendencia al aumento (Rufino, 1995; Mendoza, 1997; Hagelmeijer & Blair, 1997; De Juana, 2001). Sin embargo, a falta de datos cuantitativos obtenidos en censos detallados, las estimas demográficas se basan generalmente en apreciaciones de los diversos autores sin datos suficientemente detallados que las avalen.

Desde los años setenta, cuando se confirmó la nidificación del Elanio en la península Ibérica, se ha producido una notable expansión de su área de cría hacia el norte y noreste y hacia el sur y sureste (Ferrero, 1994; Rufino, 1995; Ferrero & Onrubia, 1998). Antes de 1980, la especie se reproducía en Salamanca, Cáceres, Badajoz, Toledo y probablemente en otras provincias centro-occidentales donde se conocía su presencia desde las décadas anteriores. En la década de los ochenta, se multiplican las observaciones en distintas zonas del país, y se registran nidificaciones en varias provincias castellano-leonesas (León, Zamora, Ávila, Valladolid). En los años noventa la expansión continúa hacia el norte y noreste, y la especie se reproduce también en Madrid, Segovia, Palencia, Burgos, Álava, Huesca y Lérida, siendo probable la cría en Soria y Navarra. Al mismo tiempo, durante la última década, el área de cría se ha extendido también en Castilla-La Mancha (hacia el este de Ciudad Real y Toledo, con observaciones también en Guadalajara, Cuenca y Albacete) y en Andalucía, avanzando desde las provincias occidentales (Huelva, Cádiz, Sevilla, Córdoba) hacia las orientales (Jaén, Granada, Málaga), que la especie ha colonizado como nidificante en los últimos años.

La expansión peninsular del Elanio ha dado lugar al establecimiento, a partir de 1990, de una población reproductora en el suroeste de Francia, en la región de las Landas (Aquitania), habiéndose registrado un intento de nidificación en Normandía (Grisser & Blake, 1999).

Andalucía. La primera cita de nidificación publicada es de 1991, en la comarca de Los Pedroches (Córdoba) (Buenestado, 1992). Un año después, se comprueba su reproducción en la provincia de Cádiz, aumentando hasta cinco parejas en la actualidad. En Huelva se comprobó su reproducción en el litoral, también a principios de la década de los noventa, siendo en la actualidad la población de unas 13 pp. (Máñez, 2001a) (sin embargo hay datos de cría en Doñana en la década de los ochenta y a partir de 1986 (L. García en Ferrero & Onrubia, 1998). En Málaga se constata su reproducción en una sola cuadrícula (100 km²) en 2002 (Martí & Del Moral, 2003). En Granada (actualmente el límite suroriental de su área de cría ibérica) también cuenta con unas pocas parejas, aunque su situación es delicada, tanto por la escasez de hábitats favorables, como por la presión cinegética, que podría limitar su expansión (Gil *et al.*, 2000).

Aragón. Muy pocos registros de reproducción en la provincia de Huesca (SEO-Aragón, 2001), también en 2002 (Canudo, en línea).

Castilla-La Mancha. Principalmente al oeste de las provincias de Ciudad Real y Toledo (pero también con puntos de cría salpicados al norte y este de estas provincias: Martí & Del Moral, 2003). Se desconoce su población (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002), pero atendiendo al número de cuadrículas probables-seguras en el nuevo Atlas, quizás no se superen más allá de las 50 pp. (Martí & Del Moral, 2003).

Castilla y León. Principal población en las provincias de Salamanca y Zamora, encontrándose muy dispersa (muy pocas localidades de cría) en el resto de las provincias (véase mapa de Martí & Del Moral, 2003; también: Jubete, 1997; Román *et al.*, 1996). Se desconoce el tamaño de la población reproductora, estimándose entre 70-120 pp. (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999).

Cataluña. Nidificación segura en Lérida desde 1998 (2 pp.) (Mañosa, 2001), con 0-2 pp. (1996-2001).

Extremadura. En Cáceres está repartido por áreas llanas de toda la provincia, con las principales áreas en Campo Arañuelo-valle del Tíetar y sureste de la provincia. Más escaso en las vegas del río Alagón. En Badajoz, la población principal se encuentra en el valle del Guadiana (incluyendo Vegas Altas, Vegas Bajas y comarca de Olivenza-Guadiana Internacional). También cría en el centro y sureste de la provincia (Tierra de Barros, La Serena, Campiña Sur). En 1979-80 F. Carbajo y J. J. Ferrero, localizaron más de 100 territorios de cría en la región, y en 1988 se localizaron 100 pp. sólo en las vegas del Guadiana (obs. pers.).

La presencia de la especie y la densidad de parejas reproductoras parece depender del uso del terreno, ocupando dehesas que se ponen en cultivo y desapareciendo de zonas donde se abandona la siembra de cereales (Carbajo y Ferrero, 1985; obs. pers.).

Madrid. Reproducción segura en el centro y oeste de la comunidad, muy escaso y reproductor accidental; se conoce también reproducción en Aranjuez (SEO-Monticola, 2001).

Navarra. Una localidad probable de cría (Martí & Del Moral, 2003).

País Vasco. Reproductor muy probable en Álava en base a observaciones en época apropiada (Rodríguez & Arambarri, 1996). Entre 1995-99 en la montaña alavesa (entorno del P. Natural de Izki) se han observado parejas afincadas e primavera (sin confirmación de cría) (A. Onrubia; obs. pers.).

Hay unas cuantas observaciones de elanios en Álava, algunas de parejas en época apropiada (abril), pero no hay constancia de reproducción. En Rodríguez & Arambarri (1995-96), se recopilan unas cuantas observaciones de la especie. Existen observaciones entre 1995 y 1999 en la montaña alavesa (en el entorno del P. Natural de Izki), de parejas afincadas en primavera, sin llegar a confirmar cría (A. Onrubia y otros).

En resumen, no hay constancias de cría pero hay presencia más o menos regular de la especie en algunas zonas que invita a pensar que en algún momento podría criar o incluso pasar desapercibida una posible cría.

ECOLOGÍA

La distribución del Elanio en la península Ibérica está asociada a la existencia de cultivos de cereales de secano con arbolado disperso (1-20 árboles/ha). Este tipo de hábitat ocupa actualmente amplias superficies del oeste peninsular, merced al progresivo

aclareo y puesta en cultivo de las dehesas de Quercíneas (principalmente de encinas), ocurrido en la segunda mitad del siglo XX en extensas comarcas de España y de Portugal. La especie se adapta a otros tipos de hábitats abiertos con predominio de cultivos herbáceos con diferentes especies arbóreas formando cubierta en baja densidad, incluyendo encinas, alcornoques, quejigos, robles, pinos, castaños, olivos y fresnos, entre otras (Ferrero 1994, 2000; Rufino, 1995; Mendoza, 1997; Ferrero & Onrubia, 1998; Silva & Beja, 2001).

Siendo un predador dependiente de las poblaciones de roedores, la expansión del Elanio ha sido probablemente favorecida por los cambios en las prácticas agrarias durante los últimos decenios en gran parte del país, particularmente por el aumento de los cultivos cerealistas en detrimento de las superficies de pastizales y de formaciones arbóreas y arbustivas cerradas. Asimismo, se ha sugerido la reciente expansión del Topillo Campesino (*Microtus arvalis*) por la Meseta norte como un factor clave en la expansión del área de cría del Elanio hacia el norte peninsular (Ferrero & Onrubia, 1998).

Los elanios ocupan generalmente hábitats semi-abiertos con predominio de cultivos, principalmente cereales de secano (89% de los territorios en Extremadura, 1979-2000: Ferrero, 2000), a veces alternando con girasol, colza, leguminosas, etc. y pastizales con árboles dispersos (1-20 árboles/ha), nidificando habitualmente en árboles (Carbajo & Ferrero, 1985; Del Hoyo *et al.*, 1994; Mendoza, 1997; Ferrero, 2000; Rufino, 1995; Snow & Perrins, 1998; Silva & Beja, 2001).

La encina es la especie predominante en mayor parte de las áreas de cría en España, siendo la más frecuentemente utilizada para situar los nidos, aunque también anidan en alcornoques, quejigos, robles, olivos, pinos y piruétanos (*Pyrus bourgeana*), entre otras especies (obs pers.; Rufino, 1995; Mendoza, 1997). Ocasionalmente construyen nidos sobre estructuras artificiales, como torretas de líneas eléctricas y pivotes de riego (obs. pers.).

Los elanios son predadores especializados en la captura de micromamíferos, siendo su densidad de población, movimientos, fenología reproductiva y éxito de cría altamente dependientes de la abundancia y disponibilidad de las especies presa (principalmente roedores entre 15 y 90 g de peso). Las presas son capturadas generalmente mediante vuelo cernido, y con menor frecuencia al acecho desde posaderos (Mendelsohn & Jaksic, 1989; Del Hoyo *et al.*, 1994; Snow & Perrins, 1998).

En Extremadura el Ratón Moruno (*Mus spretus*) es la presa básica en la dieta, que incluye ratones de campo (*Apodemus sylvaticus*), topillos (*Microtus duodecimcostatus*), musarañas (*Crocidura russula*), reptiles (*Lacerta lepida*, *Psammotromus algirus*), aves (principalmente Paseriformes) y más raramente insectos. Las zonas de caza son preferentemente cultivos de cereal (Aguilar *et al.*, 1987; Amat 1982; Carbajo & Ferrero, 1985; Pulido, 1990). En Badajoz se han registrado concentraciones invernales (hasta 65 individuos) explotando parcelas de alfalfa superpobladas por *Microtus duodecimcostatus*, siendo ésta la presa más frecuente en la dieta (Parejo *et al.*, 2001).

El ciclo reproductivo abarca un periodo de alrededor de 100 días: la incubación dura alrededor de 31 días; los pollos se desarrollan en 30-35 días y los jóvenes son dependientes de los adultos durante alrededor de 34 días después de sus primeros vuelos (Del Hoyo *et al.*, 1994).

En Extremadura la mayoría de las parejas inician la reproducción entre febrero y mayo, con un máximo en marzo. Sin embargo, las puestas se extienden durante la mayor parte del año, y las

fechas medias de puesta varían significativamente entre años, probablemente en relación con la abundancia de presas y las condiciones meteorológicas durante el periodo pre-puesta (Ferrero & de Lope, 2001).

AMENAZAS

Cambios agrícolas. La estrecha asociación de los elanios a los cultivos cerealistas de secano -con arbolado disperso- y su dependencia de las poblaciones de roedores que proliferan en ellos, conllevan que la especie sea potencialmente susceptible a cualquier alteración del hábitat que afecte a la disponibilidad de presas en las áreas de caza (cultivos herbáceos) o de sitios de nidificación (árboles). Así, tanto la intensificación de las prácticas agrícolas (cambio de cultivos, transformación en regadío, eliminación del arbolado) como la tendencia al abandono del cultivo de cereales en terrenos poco productivos, podrían poner en peligro la conservación de la población europea de elanios (Rufino, 1995).

Actualmente, algunas zonas de cultivos tradicionales muy importantes para la especie están sufriendo rápidos cambios en los usos del suelo, introduciéndose nuevos cultivos en lugar de los cereales, y aumentando la presión sobre el arbolado, con frecuencia muy deteriorado a causa del laboreo, las podas intensivas (de producción y de "mecanización", para facilitar la labor de la maquinaria agrícola), las quemadas de rastrojos y las plagas (xilófagos, "seca" de la encina, etc.). Los cambios más drásticos se producen en las áreas sometidas a planes de regadío, como la zona centro de Extremadura (Badajoz/Cáceres), donde se están transformando extensas superficies de dehesas en cultivos de regadío (principalmente maíz y arroz), eliminándose el arbolado de encinas y alcornoques. Ello está provocando la desaparición de numerosos territorios de cría tradicionales, en algunos casos ocupados a lo largo de varios decenios.

En sentido opuesto, en algunas zonas, por su bajo rendimiento, se tiende a abandonar el laboreo extensivo con cereales, realizado tradicionalmente en el marco del sistema de explotación agro-silvo-pastoral de la dehesa, generalmente en rotaciones de dos a seis o más años. Estos cambios están ocurriendo en gran parte de la penillanura del centro y oeste de Cáceres, constatándose la ausencia de la especie en áreas ocupadas anteriormente.

Mortalidad no natural. Se ha señalado el atropello por vehículos en carretera -varios casos en Extremadura; un juvenil anillado en Badajoz atropellado en Soria (Ferrero & García 2000)- y la caza ilegal, que probablemente ha remitido respecto a la situación anterior a 1980, cuando la especie sufría numerosas bajas, en muchos casos como pieza de taxidermia (Carbajo & Ferrero 1985).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Hasta ahora no se ha llevado a cabo ninguna medida de conservación de la especie en España. Tampoco se ha realizado un censo de la población que permita conocer su situación y tendencia demográfica. En Extremadura la especie se ha catalogado como Vulnerable (Catálogo regional de Especies Amenazadas), aunque no se ha redactado el Plan de Conservación, estando previsto realizar próximamente censos de la población reproductora, con el objetivo de conocer su situación y tendencia.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Programas de censo, seguimiento e investigación aplicada. En primer lugar, es necesario realizar un censo general que permita conocer con mayor precisión el tamaño actual de la población española. Para evaluar su tendencia en el futuro, se debería repetir el censo periódicamente (cada cinco años), o al menos realizar un seguimiento continuado (anual) de la población reproductora en zonas seleccionadas, distribuidas por el área de cría de la especie.

La adopción de medidas efectivas de conservación de cualquier especie requiere un análisis detallado de los factores que influyen en su distribución y abundancia. En el caso del Elanio, asociado principalmente a cultivos de cereales de secano con arbolado disperso, sería necesario identificar las características del hábitat que condicionan su presencia, así como los principales factores de amenaza que le afectan.

A partir de la información resultante, habría que evaluar las posibles estrategias de conservación de las poblaciones de elanios (y otras aves de presa asociadas a medios agrícolas tradicionales) en el contexto de las políticas agrarias y medioambientales.

Planes de conservación y manejo. Las CC.AA. deberían redactar y poner en práctica los planes de conservación y manejo previstos en la legislación, en función de la categoría de amenaza de la especie en sus respectivos catálogos de especies amenazadas.

Incentivos a las buenas prácticas agrarias. La conservación del arbolado abierto, asociado a labores extensivas de cereal, son factores críticos para la población ibérica de Elanios. En determinadas zonas, con encinares residuales y muy degradados, sería muy positivo incentivar el mantenimiento y la regeneración del arbolado en tierras de labor, a fin de asegurar su supervivencia a largo plazo. Asimismo, en algunas áreas sería necesario estimular el mantenimiento de los cultivos de secano, particularmente en terrenos marginales, cuya baja productividad los hace inviables actualmente.

Notas: ¹ Forma una superespecie con *E. leucurus*, de América y *E. axillaris* de Australia (Del Hoyo *et al.*, 1994), aunque algunos autores las identifican como una única especie de distribución cosmopolita (Parkes 1958; Husain, 1959; Palmer, 1988).

Milano Negro *Milvus migrans*

Casi Amenazado; NT [VU C1]

Autores: Guillermo Blanco y Javier Viñuela

El tamaño de población y las tendencias demográficas del Milano Negro son poco conocidas, pero en las poblaciones locales para las que existe información se han detectado marcados declives en los últimos años (Doñana y sureste de Madrid). Las principales amenazas son el uso de venenos, la destrucción del hábitat, la electrocución en tendidos eléctricos y los contaminantes, a los que esta especie es muy sensible, tanto por su modo de obtención de alimento, como por su hábitat óptimo asociado a cursos de agua, zonas húmedas y vertederos. Teniendo en cuenta que buena parte de las poblaciones europeas se encuentran estables o en ligero incremento, parece adecuado disminuir un nivel la categoría de amenaza. El Milano Negro ha pasado de estar considerado como no amenazado en el libro rojo de 1992 a Casi Amenazado, debido a la estimación actual de parejas nidificantes (no superior a 5.000) y a las tendencias regresivas detectadas durante las últimas décadas en las poblaciones mejor conocidas que hace sospechar un probable declive del conjunto de la población de como mínimo el 10% en la últimas tres generaciones -18 años-.

DISTRIBUCIÓN

El Milano Negro es una de las rapaces con una distribución mundial más amplia, incluyendo la mayor parte de las áreas templadas y tropicales del Viejo Mundo y Australasia (Cramp & Simmons, 1980; Del Hoyo *et al.*, 1994). En el Paleártico es una rapaz estival, que migra a latitudes tropicales de África, criando desde latitudes mediterráneas hasta las zonas más templadas de los países nórdicos, con poblaciones numéricamente más importantes en Rusia, España, Francia y Alemania (Tucker & Heath, 1994).

España. Se distribuye principalmente por el norte y oeste de España, ocupando los valles de los principales ríos, así como dehesas y bosques-isla de Extremadura, Castilla y León y Aragón, y zonas bajas de montaña en los Pirineos, cordillera Cantábrica, Sistema Central y otras sierras de menor altura (Viñuela, 1997b). Ausente de la mayor parte de la franja costera mediterránea, con sólo pequeños núcleos aislados en Cataluña y Levante. También está ausente o es muy escaso en Castilla-La Mancha y el Sistema

Ibérico. En Andalucía su distribución es muy restringida, con un único núcleo importante en las marismas del Guadalquivir, estando ausente de la mayor parte de Andalucía oriental. Ausente en Baleares y Canarias.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Las poblaciones de la mayoría de los países del Paleártico occidental no pasan de 500 pp., y la población total europea se ha estimado en 75.000-100.000 pp. (Tucker & Heath, 1994). Las poblaciones europeas parecen haber sufrido un declive importante en gran parte de su distribución occidental antes de 1960, mientras que en las últimas décadas estas poblaciones parecen permanecer estables o, en el caso de Francia, Suiza, Países Bajos y Chequia, en ligero incremento (Tucker & Heath, 1994; Bijlsma, 1997). En Portugal la especie ha sufrido un acusado declive, mientras que en el resto de los países de Europa occidental las poblaciones pare-

cen más estables, con fluctuaciones anuales de causa desconocida (Tucker & Heath, 1994). En cambio, las poblaciones de Europa del este, países bálticos y Finlandia, que presumiblemente emigran por la ruta del Bósforo, han sufrido declives generalizados en las últimas décadas, por lo que la especie se considera vulnerable en Europa (Tucker & Heath, 1994). En el resto del mundo está considerada como una de las rapaces más comunes, en especial en Japón, África y el subcontinente indio, aunque en realidad no hay buenas estimas de tamaño poblacional ni de tendencias demográficas recientes (Del Hoyo *et al.*, 1994).

España. A mediados de los años setenta, Garzón (1977b) estima la población reproductora española en 25.000 pp., y posteriormente De Juana (1989) la cifró en 9.000. Desde entonces no existen estimaciones fiables del tamaño poblacional sobre amplias áreas, por lo que en general se desconoce el tamaño de la población y sus tendencias. Únicamente existen estimaciones del tamaño de la población para algunas zonas espacialmente restringidas, obtenidas durante la realización de los atlas de aves nidificantes de algunas provincias y comunidades, pero es importante remarcar que, en general, falta información detallada sobre abundancia de parejas en la época de cría. La mayoría de las estimaciones se basan en meras aproximaciones y en muy pocos casos se han localizado los nidos y censado las parejas reproductoras de amplias zonas. En cualquier caso, según estas estimaciones el declive de la especie ha sido acusado, estimándose en un 80% desde los años setenta (Garzón 1977b), o de un 44% (con un amplio margen inferior) en la última década atendiendo a la estimación de De Juana (1989), si consideramos la estimación actual en torno a las 5.000 pp. Además, en coincidencia con esta regresión estimada, es destacable que las únicas poblaciones bien monitorizadas, en las que se han buscado los nidos para censar la población, durante la última década están en clara regresión numérica y areal (Doñana y sureste de Madrid).

Andalucía. Entre las poblaciones más densas y mejor conocidas destaca la que se reproduce en las marismas del Guadalquivir, donde la especie parece haber estado incrementándose hasta la década de los ochenta y noventa, para comenzar después un proceso de regresión que ha dejado una población estimada en la actualidad en unas 500 pp. (Forero *et al.*, 2002; F. Hiraldo; J. A. Donázar, com. pers.). En el resto de Andalucía la población es muy escasa, habiéndose citado un mínimo de 11 pp. en la provincia de Granada (Gil Sánchez *et al.*, 2000).

Madrid. Otra de las poblaciones mejor conocidas es la que habita la confluencia de los ríos Manzanares y Jarama en el sureste de Madrid. Esta población estaba compuesta por 63-66 pp. en 1985, pasando a 51 pp. en 1995 y finalmente a 48 pp. en 2001 (G. Blanco, F. Martínez & O. Frías, datos inéditos), lo que supone un descenso del 26% en 16 años. Este descenso poblacional ha venido acompañado de una reducción importante del área de distribución dentro de los límites del Parque Regional del sureste de Madrid, especialmente de las márgenes del Jarama antes de la confluencia con el Manzanares, de donde han desaparecido casi totalmente (G. Blanco, F. Martínez & O. Frías, datos inéditos). Otros núcleos de la provincia no han sido cuantificados, por lo que se desconoce el tamaño de población en la provincia, aunque se ha estimado en unas 100 pp. (F. Martínez, datos inéditos), lo que sitúa la población madrileña en un rango de entre 100-150 pp.

Castilla y León. Estimaciones de 2.500-3.500 pp. sin detallar métodos ni precisión (Sanz-Zuasti & Vealsco, 1999), lo que contrasta con la información publicada en los atlas de algunas provincias de esta comunidad; en Palencia se estiman 300-500 pp. (Jubete,

1997), 250-280 pp. en Salamanca (Carnero & Peris, 1988), 400-600 pp. en Burgos (Román *et al.*, 1996), 20 pp. en Soria (F. Martínez, datos inéditos).

Castilla-La Mancha. Es muy escasa en toda la comunidad, con núcleos en Toledo y sur de Ciudad Real, aunque no hay estimaciones precisas sobre número de parejas nidificantes.

Murcia. Existen de 1-3 pp. en el norte de la provincia (Martínez *et al.*, 1996).

País Vasco. En Álava existen cuatro núcleos de cría muy importantes donde nidifican cerca del 45% de la población, habiéndose censado en la mitad norte un total de 145 pp. (Martínez *et al.*, 1995). Para todo el País Vasco se estiman entre 200-250 pp. (Gainzarain, 1998).

Aragón. En Huesca se estimaron entre 400-500 pp. en los años ochenta (Woutersen & Platteeuw, 1998), mientras que para toda la comunidad se ha estimado un total de 1.000 pp. (Sampietro, 1998), aunque se desconoce la precisión y no hay estimas posteriores, por lo que no es posible determinar tendencias sin error. En el área de Los Monegros y especialmente en las orillas del Ebro parece haber sufrido una disminución de efectivos en la última década (D. Serrano y J. L. Tella, com. pers.).

Cataluña. Se estimó una población reproductora de 26-32 pp. (Muntaner *et al.*, 1983), y el nuevo atlas de Cataluña (J. Estrada ICO, en prep.) estima 30-50 pp. en el periodo 1996-2001, con una tendencia poblacional (últimos 20 años) entre estable o con un incremento moderado.

Navarra. La población nidificante se ha estimado en 400-500 pp. siguiendo la metodología de censos por carretera (Deán, 1996), lo que supone un aumento del al menos el doble de parejas sobre la cifra estimada por Elósegui (1985), unas 200 pp. Por lo tanto se ha especulado que la especie podría haber aumentado durante el periodo entre ambas estimaciones, aunque éstas hayan sido realizadas siguiendo metodologías diferentes. Es destacable que los censos por carretera tienden a sobreestimar las poblaciones al incluir individuos no reproductores que pueden estar concentrados en determinados lugares y áreas.

Extremadura. Basada en la comparación con el censo de Milano Real se estimó la población en unas 2.000 pp. Sin embargo, teniendo en cuenta la elevada población no reproductora que se incluyó en esa estimación se estima que existen menos de 1.000 pp. (J. Prieta, *in litt.* 2002), aunque no hay datos contrastados que validen esta estimación. Hay grandes dormideros de cientos de ejemplares, pero es difícil encontrar nidos y las colonias conocidas, en la actualidad están formadas por pocas parejas. La impresión general es de declive y las estimas son muy difíciles. Sin embargo hay cierto aumento localmente, p. ej. En el P. N. de Monfragüe donde era raro y ahora parece más abundante (J. Prieta, *in litt.* 2002).

Galicia. Desde principios de los ochenta se ha constatado un gran aumento de efectivos y una extensión areal significativa, pero aunque no hay estimaciones precisas sobre el número de parejas nidificantes, parece que la población no debe ser muy elevada (X. Vazquez Pumariño, *in litt.* 2001). De la comparación entre los mapas de distribución de los atlas de aves nidificantes en España (Purroy, 1997; Martí & Del Moral, 2003) destaca la actual presencia de un buen número de cuadrículas ocupadas en Lugo frente a la ausencia total en el primer atlas de nidificantes, a pesar de que esta provincia parece estar bien cubierta en ambos trabajos.

Asturias. Se estima que tan sólo hay algunas parejas aisladas.

La porción no reproductora de la población, formada mayoritariamente por jóvenes, podría constituir un tercio de la pobla-

ción total, como se ha sugerido para el Milano Real (Viñuela *et al.*, 1999), pero en general no hay estimas precisas de estas proporciones en la mayoría de las áreas o poblaciones.

Población flotante no reproductora. En Doñana, existe una población no reproductora que se distribuye en seis dormideros comunales durante la época de cría (Forero *et al.*, 2002), lo que constituye alrededor del 30% del total poblacional. En el sureste de Madrid, la población no reproductora se concentra en un solo dormidero comunal asociado al basurero de Madrid (Blanco, 1994). En esta zona se estimó en 90 individuos la población no reproductora, compuesta tanto por adultos como por subadultos, durante el mes de abril de 1993 (Blanco *et al.*, 1991), lo que supone al menos un 47% del total poblacional. Este porcentaje sería aún mayor si consideramos que el número de individuos no reproductores durante el mes de mayo aumentó a 100 individuos (Blanco, 1994), aunque en este caso podrían estar contabilizándose individuos reproductores que han fracasado en la cría y se han incorporado a los dormideros (Blanco, 1994). En general, las aves no reproductoras tienden a concentrarse en áreas donde el alimento es abundante y predecible como pueden ser los basureros. Esta circunstancia puede condicionar las estimas poblacionales realizadas sin desarrollar censos que impliquen la localización de los nidos, por ejemplo los censos por carretera. Además, las poblaciones no reproductoras son muy móviles, cambiando de localización de acuerdo con los recursos que explotan, lo cual puede dar lugar a confusiones sobre las tendencias temporales de las poblaciones. Este hecho podría estar detrás de las variaciones anuales en la abundancia de milanos negros sin causa aparente observadas en distintas áreas (Tucker & Heath, 1994). Así por ejemplo, durante la estación de cría de 2001 la población no reproductora asociada al basurero de Madrid supuso el 74% de la población total en el sureste de Madrid durante el mes de abril, aumentando hasta el 82% en el mes de mayo (G. Blanco & O. Frías, datos inéditos). Esta aparente abundancia de milanos puede producir errores en las estimas poblacionales, máxime si, como se sospecha, parte de los individuos no reproductores nacidos en otros países europeos podrían pasar la primavera en España, para retornar a sus áreas natales para nidificar en años posteriores. En este sentido es destacable la alta filopatría natal y reproductora de esta especie, al menos en el área de Doñana (Forero *et al.*, 2002). En definitiva, las poblaciones no reproductoras pueden variar en tamaño según las áreas y años, pero dado que pueden constituir una fracción importante de la población, y la escasez de datos detallados de parejas reproductoras, es posible que pueda estar sobreestimándose la población reproductora real en algunas áreas debido a la inclusión de individuos no reproductores, tanto integrantes de la población española como de otras poblaciones.

Es destacable la ausencia de información detallada y objetiva sobre tendencias en las poblaciones más importantes, como la de Extremadura, Castilla y León y Aragón.

ECOLOGÍA

Las poblaciones europeas son migradoras subsaharianas, abandonan las zonas de cría a finales de agosto y regresan a finales de febrero (Cramp & Simmons 1980; Blanco, 1994). Es una especie muy adaptable, que tiende a la colonialidad, con hábitos oportunistas, cleptoparásitos y carroñeros (Viñuela, 1991; Blanco, 1997), agrupándose también para migrar, alimentarse y dormir (Blanco, 1994). Puede ocupar una gran variedad de hábitats, aunque pare-

ce mostrar cierta predilección por áreas cercanas a masas de agua como ríos, lagos u otras zonas húmedas (Brown & Amadon 1968; Cramp & Simmons 1980). Usan para la nidificación desde el borde de amplias áreas forestales hasta árboles de buen porte aislados, pasando por múltiples tipos de bosquetes de porte variado y una amplia gama de especie arbóreas. En el sureste de Madrid el 90% de las parejas reproductoras nidificaba en cortados durante la década de los años sesenta (G. Blanco & F. Martínez, datos inéditos). Es una de las rapaces más sociales, reuniéndose en grandes dormideros durante la migración (Blanco, 1994), o en concentraciones alrededor de fuentes de alimento abundantes y concentradas en el espacio, como muladares o basureros (hasta 1.500 en el basurero de Madrid). Este carácter social también puede reflejarse en el periodo de cría, ya que se conocen "colonias" dispersas en las que dos nidos pueden estar separados tan sólo por ocho metros, como el sureste de Madrid, o incluso criar dos parejas en la misma copa de un árbol de grandes dimensiones, como se ha observado en ocasiones en los alcornoques de Doñana. Las densidades máximas conocidas en España se dan en Doñana (hasta 28 pp. por km², Forero *et al.*, 2002, y el sureste de Madrid (hasta 20 pp. en 1 km²), con distancias medias entre nidos tan bajas como 153 m (Viñuela, 1991). Dado su carácter marcadamente social, tiende a explotar situaciones de superabundancia de alimento, como por ejemplo las concentraciones de peces o cangrejos en zonas húmedas durante la sequía estival, colonias de passeriformes en pueblos, plagas esporádicas de insectos, picos de abundancia de conejos mixomatosos en verano, o la emergencia de volantones de córvidos (Viñuela, 1991). Sin embargo, existe una tendencia a la especialización individual, o poblacional, en unos casos explicable por el hábitat más cercano al nido, en otros por razones menos claras (Viñuela, 1991). En las poblaciones mediterráneas el conejo es la presa básica, cuya abundancia puede determinar el éxito reproductor y la densidad poblacional de los milanos negros (Viñuela, 1991, 1997a, 2000; Viñuela & Veiga 1992; Viñuela & Sunyer, 1994; Blanco, 1997). En España también es una especie muy asociada a las actividades humanas, frecuentando basureros, muladares, pueblos, granjas, carreteras, y, en general, cualquier posible fuente de alimento de origen humano.

AMENAZAS

En la población de Doñana, la principal amenaza y causa de la regresión poblacional parece ser el uso de venenos por parte del sector cinegético (ver Milano Real, Hernández *et al.*, 2001; Blas, 2002).

Es también una especie muy afectada por el tiroteado ilegal, siendo aún relativamente frecuente la entrada de ejemplares tiroteados en los centros de recuperación (Mañosa, 2002). Como en el caso de otras rapaces de tamaño mediano o grande, es una especie muy sensible a la electrocución. Dado que es una especie común en entornos humanizados, donde la presencia de tendidos de distribución es más frecuente, éste puede ser un problema grave a escala local.

Dado su carácter carroñero, también puede ser muy sensible a la desaparición o transformación de basureros, muladares y, en general cualquier cambio en los sistemas de explotación agropecuarios que pueda suponer una reducción en la disponibilidad de carroña. La utilización de las carreteras como lugares de búsqueda de presas atropelladas le hace a su vez muy vulnerable a los atropellos.

El Milano Negro puede verse especialmente afectado por la utilización de productos fitosanitarios en agrosistemas, y por la contaminación de origen industrial y urbana, ya que frecuente medios muy contaminados por estas causas como ríos y zonas de acumulación de residuos como basureros, y su estrategia de obtención de presas, basada en la búsqueda de ejemplares de fácil captura puede hacerle especialmente sensible a capturar presas cuya movilidad esté afectada por contaminantes. La acumulación de contaminantes persistentes tales como PCBs, dioxinas y metales pesados pueden ser también una amenaza por sus efectos en la supervivencia y la reproducción en áreas muy contaminadas como el Parque Regional del sureste de Madrid (G. Blanco & B. Jiménez, datos propios). En esta zona, el alto grado de contaminación de la población de milanos puede estar relacionado con la baja tasa de eclosión de huevos por el posible efecto de los PCBs y otros contaminantes (G. Blanco & B. Jiménez, datos propios). Los basureros de residuos urbanos, tan apreciados por los milanos, son una fuente muy importante de contaminación por plomo y otros contaminantes, máxime si se asocian a incineradoras de basuras que lanzan a la atmósfera contaminantes de todo tipo, como en el caso de la incineradora de basuras asociado al basurero de Madrid. En este sentido hay que destacar que los pollos de milano del sureste de Madrid pueden llegar a acumular hasta 221 ppb de plomo en sangre en tan sólo 25 días de vida, lo que indica que la fuente de contaminación es muy importante (G. Blanco & B. Jiménez, inédito). En este sentido, es destacable que las poblaciones flotantes de individuos no reproductores aprovechan masivamente los basureros, incluyendo individuos que proceden de otras países durante la migración, con la consiguiente acumulación de contaminantes en estas aves. Los efectos que los contaminantes procedentes de basurero e incineradoras pueden estar teniendo en la población flotante o migradora son desconocidos, a pesar de la responsabilidad que el estado español adquiere en la conservación de esta especie mientras sus contingentes europeos utilizan los basureros españoles. Por otro lado, los contaminantes orgánicos pueden intervenir fisiológicamente produciendo trastornos hormonales en los individuos, impidiendo o modificando la entrada en un estado de actividad reproductora activo, entre otros.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En la actualidad no existe ningún plan concreto de conservación de la especie en España. A pesar del conocimiento sobre la regresión experimentada por algunas poblaciones de Milano Negro, las administraciones no se han mostrado interesadas en esta especie. Se están llevando investigaciones por parte del personal del Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (CSIC-UCLM) y la EBD, con el fin de conocer en detalle los requerimientos de la especie y sus tendencias a largo plazo.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Las entidades y organizaciones encargadas de la gestión agraria y ganadera deberían empezar a aprovechar las ventajas que puede proporcionar los usos respetuosos que consideran a la vida salvaje como una parte importante en sus modelos de gestión. Para ello, pueden ya implementarse los usos agrarios tradicionales respetuosos que conservan la vida silvestre mediante la incentivación contemplada en los nuevos programas de ayudas agroambientales de la Comunidad Europea. En especial, es recomendable incentivar la recuperación de los bosques riparios que se encuentran en un pésimo estado en muchas partes del país, y constituyen un hábitat de cría de vital importancia para esta especie. Es necesario también limitar o eliminar el uso de plaguicidas, herbicidas y fertilizantes que afectan negativamente a la reproducción y reducen la abundancia de presas. Los cultivos de secano deberían anteponerse sobre los regadíos, los cuales suponen la pérdida directa de hábitat y la construcción de infraestructuras que contribuyen al aislamiento y fragmentación de las poblaciones.
- El mantenimiento de la ganadería tradicional extensiva con usos tradicionales y respetuosos debería incentivarse, lo cual permitiría el incremento de recursos tróficos para la especie.
- Es totalmente imprescindible impedir y perseguir la caza ilegal de milanos y la destrucción de sus nidos para lo cual debería evitarse la concesión de permisos de descaste de córvidos y conejos durante el verano en zonas de nidificación y alimentación. Al mismo tiempo deberían promoverse campañas de sensibilización y educación de los cazadores para evitar la caza de esta especie y la destrucción de sus nidos. Esta medida debería ser aplicada en áreas donde los milanos puedan entrar en conflicto con los intereses de los cazadores, especialmente en cotos de caza menor, lo cual debería demostrarse mediante la realización de estudios coordinados por científicos profesionales.
- Los dormideros más importantes de la especie y el hábitat circundante son de especial importancia para la conservación de la especie en España y en el resto de Europa. Por lo tanto es necesario un primer censo de dormideros, así como identificar las fuentes de alimento que aprovechan las aves que integran los dormideros y las implicaciones en su conservación. Sería interesante explorar la posibilidad de crear figuras de protección especial para los dormideros de la especie y el hábitat circundante. Para ello sería preciso desarrollar una primera aproximación al conocimiento de la distribución de tales dormideros en España, diseñando un censo de dormideros durante la primavera y el verano.
- Las molestias debido al turismo y actividades lúdicas en áreas de cría, la pérdida de hábitat de nidificación en bosques de ribera, así como la construcción de infraestructuras en las áreas de nidificación deberían ser evitadas a toda costa, evitando también la urbanización de las áreas de alimentación cercanas a las áreas de nidificación.
- La construcción de carreteras en zonas de nidificación y alimentación debería evitarse a toda costa debido al impacto que estas infraestructuras producen en las poblaciones de milanos reproductores y migradores, bien por atropello directo así como por destrucción de hábitat y contaminación.
- Para entender el funcionamiento de las poblaciones de milanos es de suma importancia conocer con más detalle algunos aspectos de su biología, como el papel de los dormideros de individuos jóvenes de la población flotante en la

dinámica de las poblaciones. Para ello las administraciones competentes deben financiar estudios científicos que les ayudarán a diseñar los programas de conservación. Es especialmente necesario conocer los patrones de distribución espacial en todo el estado con el fin de determinar si la ausencia de milanos en la mitad este del país se deben a procesos históricos de persecución o bien a la ausencia de hábitat adecuado. Dada la gran filopatría de la especie sería conveniente indagar el posible efecto de la pérdida de variabilidad genética, especialmente en poblaciones pequeñas y aisladas, así como el efecto de los contaminantes persistentes que actúan como hormonas.

— La atracción que los pueblos de nuestro país ejercen en los milanos para la búsqueda de alimento debería explotarse en programas de educación, sensibilización y conservación, destacando su valor intrínseco y estético, y como modelo de compatibilización del desarrollo rural y el disfrute y conservación de la naturaleza. El hecho de que los mismos milanos que sobrevuelan los pueblos de España sean los que merodean en las aldeas, mercados y ciudades Áfricanas durante el invierno ofrece interesantes posibilidades de educación en el respeto y acercamiento entre las distintas sociedades y culturas, para los que los milanos podrían considerarse mensajeros sin fronteras.

Milano Real *Milvus milvus*

En Peligro; EN A2ab+4ab

Autor: Javier Viñuela

El Milano Real se consideraba como especie “insuficientemente conocida” en la anterior edición del Libro Rojo. En 1994 se realizó el primer censo nacional de la especie, y en esas fechas ya se detectó una importante regresión en buena parte de su área de distribución, lo que aconsejaba considerarla como especie “Vulnerable”. La comparación de estimas de densidad entre 1994 y 2001 indica que la especie puede haber sufrido, en tan sólo siete años (una generación son seis años), una regresión del 50% en Castilla y León, donde se concentraba alrededor de la mitad de la población en 1994. Extinto recientemente en las islas Canarias, y localmente en varias zonas marginales de la distribución peninsular. Está al borde de la extinción en las islas Baleares, con efectivos mínimos y en disminución en Andalucía y Castilla-La Mancha, y ha sufrido también importantes regresiones poblacionales recientes en Madrid, área de Doñana, y localmente en Extremadura. Únicamente las poblaciones del noreste peninsular (País Vasco, La Rioja, Navarra, Aragón y Cataluña) parecen mantenerse estables o con incrementos locales. La principal causa de la regresión parece encontrarse en el uso de veneno, problema al que la especie es muy sensible, tanto al de uso cinegético, como a rodenticidas u otros pesticidas. También es una especie muy sensible a la electrocución y a la desaparición de muladares. Atendiendo al fuerte declive actual y proyectado, y no siendo adecuado disminuir el riesgo de extinción¹, la especie califica En Peligro.

DISTRIBUCIÓN

Es una de las rapaces continentales con distribución más restringida, centrada en Europa al oeste de los Urales, en especial Alemania, Francia y España, países en los que se concentra alrededor del 90% de la población mundial (Nicole en Hagemeyer & Blair 1997). También se encuentran poblaciones naturales significativas (100 pp./país) en Gales, Italia, Polonia, Suecia y Suiza (Evans & Pienkowski, 1991; Del Hoyo *et al.*, 1994; Carter, 2001). En Portugal existe todavía una pequeñísima población, fragmentada y vinculada a las poblaciones extremeñas y castellano-leonesas (Parma, *et al.*, 1999). Aún persisten algunas poblaciones minúsculas, fragmentadas y en regresión en el norte de África, países del mediterráneo oriental, Europa del este, Turquía, el área caucásica, islas mediterráneas (Menorca, Mallorca, Córcega y Sicilia), e islas atlánticas (extinguido recientemente en las Canarias y a punto de extinguirse en Cabo Verde) (Evans & Pienkowski, 1991; Viñuela, 1996; Carter, 2001). Reintroducido con mucho éxito en Inglaterra y Escocia a partir de ejemplares obtenidos en España y Alemania (Carter, 2001), también hay un programa de reintroducción en curso en zonas de Italia donde había desaparecido (Allavena *et al.*, 2001).

España. La distribución histórica es poco conocida. Parece que en el siglo XX siempre ha sido muy escasa o estaba ausente de

las áreas costeras mediterráneas, Cataluña, Galicia, costa cantábrica, y de las grandes llanuras fluviales de Andalucía y Castilla-La Mancha, mientras que a mediados del siglo XX era una especie común en Salamanca y Extremadura (Cramp & Simmons 1980; revisión en Viñuela, 1999).

Actualmente, salvo alguna posible pareja aislada, la especie no está presente en el noroeste del país (Galicia y oeste de León), Asturias, Cantabria, Teruel, Comunidad Valenciana, Murcia, Albacete, Almería, y Málaga (Viñuela 1999; Martí & Del Moral, 2003). Extinguido de las islas Canarias en la década de los sesenta (Martín & Lorenzo, 2001). En Cataluña, Guipúzcoa, Vizcaya, La Rioja, cara sur de la cordillera Cantábrica, llanuras del valle del Duero central, Badajoz, Andalucía y Castilla-La Mancha sólo persisten parejas aisladas o pequeños núcleos poblacionales (Viñuela 1999; Martí & Del Moral, 2003). Pueden distinguirse tres grandes áreas de concentración de la población: noreste de España, en especial áreas de media montaña y piedemonte de la cara sur de las montañas pirenaicas y prepirenaicas (Huesca, Zaragoza, Navarra y Álava), penillanuras y sierras bajas del centro-oeste (Zamora, Salamanca y Cáceres), y áreas de media montaña o piedemonte en el Sistema central (Ávila, Segovia, Madrid y Soria).

La distribución actual de la población reproductora parece estar condicionada por tres factores básicos: clima (evita las áreas con marcado clima atlántico y las zonas más mediterráneas), oro-

grafía (evita las grandes llanuras, la alta montaña y las áreas más escarpadas, siendo en cambio especialmente abundante en zonas onduladas de piedemonte o media montaña y en sierras bajas), y persecución humana, en especial el uso de venenos (Villafuerte *et al.*, 1998; Seoane *et al.*, en prensa). A escala más local, su distribución y abundancia puede estar muy afectada por la disponibilidad de áreas de nidificación adecuada, y por las actividades humanas (presencia de muladares, granjas, basureros, pastizales, ganadería extensiva, etc.) (Viñuela & Sunyer, 1999; Seoane *et al.*, 2002).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Más de la mitad de la población mundial debe encontrarse en Alemania, aunque el tamaño real de la población no es bien conocido, ya que las estimas varían entre 9.000 y 25.000 pp. (Rheinwald, 1993; Mebbs, 1995; Viñuela y Ortega, 1999; Mammen, 2000; Mammen & Opitz, 2000). Francia (3.000-5.000 pp. en 1997: Patrimonio, 1999) y España (3.300-4.100 pp. en 1994: Viñuela, 1999) mantienen la mayor parte del resto de la población mundial, estimada en 18.000-24.000 pp. (Carter, 2001). España acoge en invierno al grueso de la población del centro y norte de Europa (estima de 54.000-62.000 ejemplares invernantes durante el invierno 1993-1994; Viñuela & Ortega, 1999). La población portuguesa es muy reducida entre 25-40 pp. (34-62 pp.: SPEA *per* "European Red Kite Network"), además de estar sufriendo un fuerte declive (Palma *et al.*, 1999).

España. Antes del censo nacional de 1994, las estimas poblacionales variaban, según autores, entre 1.000 y 10.000 pp. (Garzón, 1977b; Meyburg & Meyburg, 1987). La especie debió sufrir un importante declive durante la época de la Junta de Extinción de Alimañas, a juzgar por los casi 10.000 milanos (negros y reales) muertos entre 1954 y 1961 que figuran en las estadísticas de dicha Junta (Garzón, 1974).

Censo nacional de 1994. A partir de los datos obtenidos en el censo nacional desarrollado en 1994, se estimó una población reproductora de 3.300-4.100 pp. La distribución observada durante el censo era mucho más restringida que la descrita en obras anteriores, lo que indicaba que la especie había sufrido una fuerte regresión en el sur del país (Andalucía y Castilla-La Mancha) (Villafuerte *et al.*, 1998; Viñuela, 1999). Además, la información obtenida durante la elaboración del censo nacional indicó la existencia de regresiones poblacionales en la mayor parte de los núcleos para los que había datos y que incluían áreas de Andalucía, Extremadura, Castilla-La Mancha, Madrid y Castilla y León (Villafuerte *et al.*, 1998; Viñuela 1999). En esas fechas, las únicas zonas que mantenían poblaciones importantes aparentemente estables o en incremento eran Álava, Navarra, y Aragón. En 1994 las densidades detectadas en Pirineos Occidentales, Salamanca y Cáceres eran muy superiores (entre tres y 10 veces mayores) a las detectadas en las mismas zonas en 1973 (Meyburg, 1973; Villafuerte *et al.*, 1998), lo que sugería una recuperación de las poblaciones después de convertirse en especie protegida. En cambio, las densidades encontradas en Toledo y Ávila fueron muy similares en 1974 y 1994, lo que se ha interpretado como un efecto diferencial de los distintos niveles de persecución ilegal entre zonas y a una mayor probabilidad de extinción en áreas subóptimas (Villafuerte *et al.*, 1998; Seoane *et al.* en prensa).

Situación actual. La escasez de información reciente detallada no permite facilitar una cifra fiable sobre la población actual, pero atendiendo a las disminuciones comentadas que se mencio-

nan a continuación (situación por CC.AA.), se podría anticipar una población entre 1.900-2.700 pp., situación que apunta a un declive del conjunto de la población española de gran magnitud (entre 1994 y 2001), entorno al 43% (estimaciones mínimas de población en este periodo, equivalente tan sólo a 1,2 generaciones para la especie).

Después del censo de 1994, la información es más fragmentaria e imprecisa, pero indica que las regresiones poblacionales han continuado. En Castilla y León se han muestreado en 2001 64 cuadrículas mediante transectos en automóvil en las provincias de Segovia, Ávila, Soria y Valladolid, y la comparación con los índices de abundancia obtenidos en las mismas cuadrículas en 1994 indican un reducción significativa del 50% (IBERIS, 2001). Durante la década de 1990 también se ha detectado una importante regresión poblacional en el área de Doñana (alrededor del 50%; F. Hiraldo, com. pers.) y en Madrid (40-50%; López Redondo *et al.*, en prensa; SCV, 2002). Las poblaciones extremeñas posiblemente también se encuentran en ligera disminución (J. Prieta & F. Grajera, com. pers.). En Baleares, Andalucía y Castilla-La Mancha solo persisten unas decenas de parejas y su situación puede considerarse crítica. Las únicas poblaciones que se mantienen estables o con incrementos locales son las del noreste del país (Álava, La Rioja, Navarra, Aragón y Cataluña; A. F. Rodríguez, I. Gámez, J. I. Deán, F. J. Sampietro y A. Margalida, com. pers.; J. Estrada/ICO, *in litt.*).

Los modelos predictivos de distribución y abundancia de la especie, basados en climatología, orografía y habitat (Seoane *et al.*, en prensa), indican que la especie está ausente de zonas en que debería encontrarse atendiendo a dichos factores, o es menos abundante de lo esperable, en la cara sur de la cordillera Cantábrica, País Vasco, Sistema Ibérico, Cataluña, oeste de Castilla-La Mancha, y Sierra Morena. Son estas por tanto zonas donde la especie puede haber pasado desapercibida en el censo nacional, o donde puede haber sufrido o estar sufriendo problemas de conservación especialmente acentuados.

La situación actual por CC.AA. es la siguiente:

Andalucía. Ya era muy escaso en 1994, cuando se estimaba una población de 85-130 pp., después de haber sufrido una regresión continua en la segunda mitad del siglo XX. El único núcleo de cría importante era Doñana y su entorno, con 50-60 pp. Además se detectaron parejas sueltas o pequeños núcleos de cría en la Sierra de Huelva, Sierra norte de Sevilla, dehesas del norte de Córdoba, Huéscar-Cazorla y valle del Guadalquivir. No se detectó a la especie en Almería y Málaga. La población ya se encontraba en franca regresión durante los años de censo, y esta disminución ha continuado, al menos en el área de Doñana, en los últimos años. A juzgar por los datos del nuevo Atlas se mantiene esta distribución dispersa (Martí & Del Moral, 2003). Se confirma la cría en las marismas del Odiel, y además se citan parejas posibles o seguras en Sierra Morena y valle del Guadalquivir de Jaén. En total la población andaluza debe ser ya inferior a 100 pp.

Aragón. En 1994 se estimaba una población de 300-450 pp. en Huesca y 80-90 pp. en Zaragoza. La especie se distribuía de forma muy continua en todas las zonas de media montaña, piedemonte y valles del Pirineo y prepirineo, alcanzando el valle del Ebro en las zonas menos áridas y más arboladas, pero aparentemente sin criar apenas al sur del río. En Teruel se conocía un área de cría aislada en el sureste de la provincia. Los datos del nuevo atlas (Martí & Del Moral, 2003) sugieren que se mantiene la misma distribución, o incluso se extiende en el valle del Ebro, y la población parece mantenerse estable (F. J. Sampietro, com. pers.). En el

nuevo Atlas aparece además una cuadrícula con cría segura en el noreste de Teruel, pero no se confirma la cría al sur de esta provincia. En total puede estimarse la población actual aragonesa en 400-600 pp.

Asturias. Aparentemente extinguido desde los años ochenta (Junco, 1985), aunque en 1994 se sospechaba la existencia de alguna pareja aislada en áreas de montaña (Viñuela 1999). En el nuevo Atlas (Martí & Del Moral, 2003) sólo se ha registrado una cuadrícula con cría posible en el área de Somiedo.

Baleares. La especie ha sufrido una disminución dramática durante las últimas décadas (Viada & Triay, 1999). En Menorca se ha pasado de una población de 135 pp. en los años ochenta, a tan sólo dos parejas con cría existosa en 2001 (Viada & Triay, 1999; J. Sunyer, com. pers.). En Mallorca ha desaparecido de la mayor parte de la isla entre los años sesenta y ochenta, permaneciendo una población recluida en una pequeña área de la sierra de la Tramuntana, estimada en 20-27 pp. en 1993 (Viada & Triay, 1999), y que se ha visto reducida a tan sólo 8-9 pp. en 2001 (J. Sunyer, com. pers.). Está por tanto en peligro de extinción crítico en las islas (ver "Medidas de Conservación").

Cantabria. En el censo de 1994 se sospechaba la posible existencia de alguna pareja aislada en el sur de la Comunidad, se ha citado una posible pareja en Camargo (Sáñchez-Gonzalo, 1995), y había observaciones en fechas de cría en Unquera (L. M. Arce, com. pers.). En el nuevo Atlas se ha registrado cría posible en cuatro cuadrículas del sur de la Comunidad (Martí & Del Moral, 2003).

Galicia. Puede aún existir alguna pareja aislada, ya que criaba en la zona de Limia (Orense) y había observaciones de individuos aislados durante fechas de cría en otros puntos de la Comunidad a principios de los noventa (Viñuela, 1999). En el nuevo Atlas de Aves de España sólo se ha registrado una cuadrícula con cría posible en el sur de Lugo (Martí & Del Moral, 2003).

Canarias. Extinguido en la década de los sesenta (Martín & Lorenzo, 2001).

Cataluña. Sólo cría en el oeste de la provincia de Lérida, como continuación de la población oscense, aunque los modelos de distribución y abundancia predicen que la especie debería encontrarse, incluso en densidad media, en las cordilleras costeras catalanas. En 1994 se estimaban 10-15 pp. Los datos del nuevo Atlas de Cataluña sugieren una población estable inferior a 25 pp. (J. Estrada/ICO *in litt.*).

Castilla-La Mancha. Ya era una especie muy escasa en esta parte de España a comienzos de los años noventa, cuando se estimaba una población de 40-70 pp. El Milano Real se ha extinguido de amplias áreas de esta comunidad autónoma en los últimos 20-40 años (Viñuela, 1999). En 1994 sólo se detectaron núcleos de cría apreciables en el valle del Tietar toledano, alrededores del Parque Nacional de Cabañeros, y suroeste de Ciudad Real (valle de Alcudía y sierras aledañas), además de parejas aisladas en el valle del Alberche y en la Serranía de Cuenca. Los modelos de distribución y abundancia indican que la especie debería ser abundante en amplias áreas del oeste de Toledo y Ciudad Real en las que ya no cría. Los datos del nuevo Atlas (Martí & Del Moral, 2003) indican que se mantienen los núcleos de población anteriormente mencionados, aunque las poblaciones posiblemente siguen disminuyendo (obs. pers.). Además, hay citas de cría posible en el Campo de Montiel (sureste de Ciudad Real) donde se pensaba extinguido (J. Guzmán, com. pers. y obs. pers.), y han aparecido varias cuadrículas de cría en zonas donde la especie no se detectó con claridad en 1994 (en total siete cuadrículas con cría segura y

17 probable en la Serranía de Cuenca, norte de Guadalajara, valle del Tajo, y Montes de Toledo). De confirmarse estos datos, es posible que la dispersa y escasa población castellano-manchega fuera más amplia de lo registrado en 1994, o incluso quizás la especie pueda estar experimentando una recuperación en el noreste de la Comunidad.

Castilla y León. En 1994 alrededor de la mitad de la población española se encontraba en esta Comunidad, donde se estimaba la presencia de 1.700-2.000 pp. (Viñuela, 1999). Ya a comienzos de los noventa se detectaron importantes regresiones poblacionales en varias zonas de Segovia, Ávila, León, Burgos, Valladolid y Salamanca (Villafuerte *et al.*, 1998), proceso que ha continuado en los últimos diez años, y posiblemente la población actual puede ser el 50% de la estimada en 1994 (850-1.000 pp.). La especie no está presente, o sólo en forma de parejas aisladas o en muy baja densidad, en la mayor parte del valle del Duero central, en especial en sus zonas más áridas y desarboladas como la Tierra de Campos. Presente de forma irregular en áreas de media montaña y piedemonte de la cordillera Cantábrica y el Sistema Ibérico, en León, Palencia, Burgos y Soria. En estas zonas la distribución debería ser más extensa y la abundancia mayor a juzgar por las predicciones de los modelos (Seoane *et al.*, en prensa). Uno de los núcleos de población más importantes se encuentra en las dehesas de Salamanca y Zamora, aunque no está claro hasta qué punto esta subpoblación de alta densidad está compuesta por parejas reproductoras o por ejemplares juveniles y no reproductores (Viñuela, 1999). No se dispone de datos sobre la evolución reciente de este importante núcleo de población. El otro se centra en las áreas de media montaña y piedemonte de Ávila y Segovia, donde la especie ha sufrido una fuerte regresión en los últimos años (IBERIS, 2001).

Comunidad Valenciana y Murcia. No se conocen registros firmes de cría, ni recientes, ni históricos (Viñuela, 1999), sólo la posible presencia de alguna pareja aislada en zonas montañas limítrofes con Teruel (J. A. Gil Delgado, com. pers.).

Extremadura. En 1994 se estimaba una población de 500-650 pp. en Cáceres y 150-260 en Badajoz, aunque el censo fue incompleto y se necesitarían datos de amplias áreas de la provincia que no fueron prospectadas. Presente en las sierras y amplias áreas adhesionadas de la Comunidad, la densidad de población disminuye hacia el sur, desapareciendo casi completamente en las zonas más áridas y desarboladas, como la Tierra de Barros o La Serena. La comparación de los datos de 1994 con el nuevo atlas sugiere que la especie puede haber sufrido una regresión en Sierra Morena de Badajoz y La Siberia extremeña (Martí & Del Moral, 2003). En general, ornitólogos locales con experiencia opinan que las poblaciones de la especie pueden estar disminuyendo lentamente (J. Prieta y F. Gragera, com. pers.).

La Rioja. Existe una pequeña población en áreas de media montaña al oeste de la provincia que no había sido registrada en el censo de 1994 o en trabajos anteriores (De Juana, 1980), cifrada en 5-10 pp., y que ha permanecido estable durante los últimos años (I. Gámez, com. pers.).

Madrid. Presente en la mitad noroccidental de la provincia, en las áreas adhesionadas, de piedemonte y media montaña. Se estimaba una población de 65-70 pp. en 1994, que se ha reducido a 36-40 pp. en 2001 (López Redondo *et al.*, en prensa; SCV, 2002).

Navarra. Se estimaba una población de 270-300 pp. en 1994 (Viñuela, 1999), distribuida por prácticamente toda la Comunidad, a excepción de las montañas más altas en el Pirineo, y de las zonas más áridas del valle del Ebro y Las Bardenas. Los datos del

nuevo Atlas de aves nidificantes de Navarra indican que la especie no está presente en el 11% de las cuadrículas en que se detectó en el atlas de 1985, pero por otro lado ha aparecido en zonas nuevas del valle del Ebro donde no se conocía la presencia de la especie (J. I. Deán, com. pers.). Globalmente la población probablemente permanece estable.

País Vasco. En Álava hay un núcleo de población relativamente importante y continuo, estimado en 30 pp. en 1994 (Viñuela, 1999). Esta población permanece estable (A. F. Rodríguez, com. pers.). En Vizcaya y Guipúzcoa persisten algunas parejas aisladas, en especial en al área fronteriza con Navarra, y la población es mucho más restringida a la predicha por los modelos de distribución y abundancia (Seoane *et al.*, en prensa). La población vasca puede estimarse en 35-45 pp.

ECOLOGÍA

Especie migradora parcial, los milanos reales del centro y norte de Europa pasan el invierno en latitudes más meridionales, en especial la península Ibérica, y más concretamente en varias áreas de España, en las que se encuentra una alta proporción de la población mundial durante el invierno, y por tanto, sobre nuestro país recae un alto porcentaje de la responsabilidad de conservación de la especie.

El hábitat típico del milano real durante la cría es un paisaje mixto de áreas abiertas amplias donde buscar alimento y árboles adecuados para la nidificación (Cramp & Simmons, 1980; Viñuela *et al.*, 1999; Carter, 2001). La población reproductora en España está muy asociada a áreas de pastizal o cultivos cerealistas extensivos, mientras que evitan los bosques extensos, los cultivos arborescentes (en especial olivares) y las áreas de regadío (Viñuela *et al.*, 1999, Seoane *et al.*, en prensa). Usan para la nidificación desde el borde de amplias áreas forestales hasta árboles de buen porte aislados, pasando por múltiples tipos de bosquetes de porte variado y una amplia gama de especie arbóreas (Cramp & Simmons 1980, Viñuela *et al.*, 1999; Carter, 2001).

Estrategia de obtención de alimento buscadora, oportunista, basada en la localización de carroñas o en la captura de presas fáciles (animales de pequeño tamaño y ejemplares enfermos o juveniles). Como adaptación, es una de las rapaces con menor carga alar, lo que le permite realizar largos vuelos de prospección mediante planeos a poca altura con un bajo gasto energético. Esta baja carga alar le permite también ser relativamente independiente de las corrientes térmicas, pudiendo utilizar la más mínima brisa para mantenerse en el aire sin esfuerzo.

Alimentación incluye presas muy variadas, desde Insectos hasta mamíferos del tamaño de conejos jóvenes o aves del tamaño de volantones de Córvidos. Sin embargo, existe una tendencia a la especialización individual (Davis & Davis, 1981; Viñuela *et al.*, 1999), o poblacional. En las poblaciones mediterráneas el conejo es la presa básica, cuya abundancia puede determinar el éxito reproductivo y la densidad poblacional de los milanos reales (Cramp & Simmons, 1980; De Pablo & Triay, 1996; Patrimonio 1999).

Es una especie muy asociada a las actividades humanas, frecuentando basureros, muladares, pueblos, granjas, carreteras, y, en general, cualquier posible fuente de alimento de origen humano. Además, está muy asociada a las actividades ganaderas, de forma que es especialmente abundante en dehesas con ganado vacuno en régimen extensivo, sobre todo ganado bravo, áreas

montañas con prados de siega, zonas con abundancia de carroñas de tamaño pequeño en muladares y, posiblemente, exista una asociación con las áreas de ganado ovino en régimen extensivo.

Es una de las rapaces más sociales, reuniéndose en grandes dormitorios en el invierno (hasta 1.000 ejemplares), o en concentraciones alrededor de fuentes de alimento abundantes y concentradas en el espacio, como muladares (más de 300 ejemplares registrados en un mismo muladar). Este carácter social puede suponer una seria desventaja en casos de envenenamiento (ver Amenazas), pudiendo afectar a un elevado número de ejemplares. Durante el periodo de cría, también se conoce cierto gregarismo, ya que se conocen "colonias" dispersas en las que dos nidos pueden estar separados tan sólo 50 metros.

Los datos obtenidos en la reintroducción en Reino Unido indica que es una especie altamente filopátrica, de forma que el incremento de las poblaciones se refleja en un incremento de la densidad poblacional local, hasta alcanzar el grado de colonialismo indicado anteriormente, siendo muy difícil la colonización natural de nuevas áreas alejadas del área natal (Carter, 2001).

AMENAZAS

Veneno y persecución directa. El importante declive que están sufriendo buena parte de las poblaciones de Milano Real puede deberse a varias causas, entre las que destaca sin embargo el uso de venenos. En los últimos 15 años, la dramática disminución sufrida por las poblaciones de conejo de monte y por las poblaciones silvestres de perdiz roja, y los cambios en los modelos de gestión cinegética, en especial la popularización de las repoblaciones o sueltas de tiro de aves de caza, que suelen ir asociadas a un intenso control de depredadores, han inducido un resurgimiento en el control ilegal de depredadores, que ha afectado especialmente a las poblaciones reproductoras de Milano Real, debido a su alta sensibilidad a dicha persecución (Villafructe *et al.*, 1998; Viñuela *et al.*, 1999; Viñuela & Villafructe, en prensa). El sistema de obtención de alimento del milano real, basado en la búsqueda minuciosa de carroñas o presas fáciles, le hace especialmente sensible a la colocación de cebos envenenados, ya que a menudo puede ser una de las primeras especies en localizar dichos cebos, o las especies que se han alimentado de ellos, y por tanto es muy propenso tanto al envenenamiento directo, como al indirecto. La sensibilidad de la especie al veneno ha sido mencionada en numerosas ocasiones (revisiones en: Viñuela, 1996; Viñuela *et al.*, 1999 y Carter, 2001), y se ha sugerido incluso que el Milano Real puede ser un indicador de la presencia de este problema, ya que en áreas como Doñana o el valle del Tietar en las que las poblaciones de Milano Real empezaron a disminuir a comienzos de la década de los noventa, aparentemente debido a la presencia de veneno, sólo con cierto retraso se detectó el problema en las poblaciones de Águila Imperial (Viñuela *et al.*, 1999). En las estadísticas del programa ANTIDOTO (Hernández, 2000) el Milano Real figura entre las especies más afectadas: con 408 ejemplares envenenados entre 1990 y 2000. Esta cifra es sólo superada por el número de buitres leonados, aunque la población de milanos reales es muy inferior. Por sus estrategia de obtención de alimento, que puede incluir incluso la búsqueda de presas heridas y no cobradas en cotos de caza, es especialmente sensible al tiroteo. De hecho, durante la realización del censo nacional en 1994 se detectaron 25 casos de tiroteo en dormitorios (en unas 500 visitas a 268 dormitorios) lo cual, extrapolado a toda la población invernante, sugiere

que varios miles de milanos reales podrían morir cada año en España durante la invernada.

Intoxicaciones indirectas. El Milano Real es también especialmente sensible al uso de rodenticidas (revisión en Carter, 2001), y de hecho se han detectado mortalidades masivas de milanos reales durante las campañas de control de plagas de topillos en Castilla y León en las que se usaban rodenticidas anticoagulantes (Bonat & Viñuela, 1998). Por último, aunque es un problema menos conocido, el milano real también puede ser muy sensible a la intoxicación secundaria en áreas con uso masivo de pesticidas agrícolas, al ingerir presas como Passeriformes que hayan estado expuestas a dichos tóxicos (U. Hoeffle & R. Mateo, com. pers.).

Hábitat de nidificación. Aunque el milano real es una especie que puede ocupar multitud de hábitats, su distribución y abundancia actuales o futuras pueden estar determinadas parcialmente por la disponibilidad de árboles adecuados para instalar el nido. Como se ha indicado anteriormente, es una especie típica de la media montaña y piedemonte, y por tanto su distribución coincide en gran parte con el piso del roble, cuyo estado de conservación en buena parte de las montañas españolas es lamentable, tanto por sobreexplotación ya secular, como por la falta de gestión adecuada en tiempos más recientes (Viñuela & Sunyer, 1999). Algo parecido ocurre con muchos bosques de ribera que mantienen los únicos árboles disponibles para criar en valles y áreas deforestadas de la meseta norte. Por último, otro hábitat de cría importante son las dehesas, y de nuevo el sistema de gestión puede condicionar la presencia de la especie, que rehuye las dehesas excesivamente podadas o con pies de baja altura (Viñuela & Sunyer, 1999; Seoane *et al.*, en prensa).

Electrocución. Como ocurre con otras rapaces de tamaño mediano o grande, el milano real es muy sensible a la electrocución en tendidos eléctricos (para más detalles, véase Viñuela & Sunyer, 1999).

Cambios en los sistemas de explotación agraria. Dada su asociación con la ganadería, basureros y muladares, la especie puede ser muy sensible a los cambios ocurridos en estos sistemas de explotación o gestión de residuos. Los milanos reales reproductores pueden ser relativamente independientes de basureros o muladares, ya que a menudo capturan más presas vivas que carroña durante la reproducción. Sin embargo, al menos para algunas parejas o poblaciones, esta puede ser una fuente de alimento importante durante la cría (muy importante para los ejemplares juveniles, no reproductores, e invernantes: revisión en García & Viñuela, 1999). Los milanos reales dependen además más de muladares con carroñas de pequeño tamaño procedentes de granjas, mataderos y fábricas de productos cárnicos, que de los cadáveres de grandes ungulados (García & Viñuela, 1999). Los muladares usados han sido frecuentemente irregulares desde hace ya muchos años (revisión en Sunyer, 1992, y García & Viñuela, 1999). Con la crisis de las “vacas locas” de 2001, se ha acelerado un lento proceso de cierre de muladares que ya venía ocurriendo a lo largo de las últimas décadas (revisión en García & Viñuela, 1999). Aunque inicialmente, el cierre de muladares se pensó que podría afectar notablemente a las poblaciones de aves carroñeras (incluyendo el Milano Real), la evidencia demuestra que en la práctica siguen activos numerosos muladares (ilegales) y nuevos muladares recientemente legalizados por todo el territorio (A. Camiña, com. pers.; obs. pers.). Asimismo, más allá de la preocupación por el posible cierre de muladares, la reciente (2001) obligatoriedad de retirar del campo cadáveres de rumiantes (inclusive de las explotaciones ganaderas de carácter extensivo y tradicional),

en la práctica nuevamente no está teniendo lugar (o en pequeña medida) por diversas razones (A. Camiña, com. pers.; obs. pers.), situación que, de haberse cumplido las disposiciones legales vigentes para evitar la expansión de las encefalopatías espongiiformes de transmisión, podría haber supuesto una seria disminución de la disponibilidad de alimento para el Milano Real (ver Medidas de conservación).

Por otra parte, dada la asociación del Milano Real con pastizales, la desaparición de este hábitat puede resultar muy negativa para sus poblaciones, tal y como se ha demostrado en Alemania y Francia (George, 1995; Patrimonio, 1999). En España, la desaparición de pastizales y su sustitución por áreas de matorral también puede ser negativa para la especie (Donázar *et al.*, 1997), así como el incremento en la superficie de cultivos de regadío o de cultivos arbóreos, y la desaparición de explotaciones extensivas de vacuno u ovino.

Interacciones con otras especies. Es posible que exista una cierta exclusión competitiva entre las poblaciones reproductoras de Milano Real y Milano Negro, o que la especie sea parcialmente desplazada de las áreas más escarpadas usadas por rapaces de mayor tamaño, aunque se necesitaría más investigación para confirmar esta posibilidad (Viñuela *et al.*, 1999, Seoane *et al.*, en prensa).

Sensibilización. A diferencia de otras especies de rapaces, de cuyo delicado estatus es consciente la comunidad conservacionista, y para cuya conservación se dedica considerable esfuerzo humano y financiero, el Milano Real es una especie claramente desatendida, no sólo por los organismos gubernamentales responsables de la conservación de fauna, si no también, y esto es más preocupante, por las ONG de conservación. Existe cierta sensación de que “los milanos abundan”, posiblemente debido a la relativa abundancia del Milano Real en un pasado reciente y de milanos reales invernantes. Las poblaciones reproductoras de Milano Real van desapareciendo, en unos casos lentamente, en otros preocupantemente rápido, sin que se tomen las medidas necesarias para revertir esta tendencia. No se acaba de apreciar con claridad que realmente existe en España un problema serio de conservación de esta especie, que no sólo puede afectar a la población residente, si no también a otras poblaciones europeas, y en definitiva, a los efectivos globales de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

El Gobierno Balear está empezando a gestionar el comienzo de un programa de cría en cautividad, después de intentar estudiar las posibles peculiaridades genéticas de esta población aislada (J. Muntaner, com. pers.). Hasta donde sabemos, en otras CC.AA., como Madrid, Castilla y León o Andalucía, tan sólo se ha realizado un esfuerzo de conservación en forma de censo de la especie para conocer con más detalle su situación actual.

Lucha contra el veneno. Merece destacar el esfuerzo combinado del programa Antídoto y SEPRONA (para más detalles ver apartado relevante en el texto de Buitre Negro).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Divulgación de la delicada situación por la que atraviesa la población de Milano Real en España y asegurar que las autoridades competentes y ONG de conservación son plenamente conscientes de esta situación.

Veneno. Es fundamental continuar y fortalecer la lucha decidida contra el uso de veneno. En este sentido debe seguir manteniéndose el apoyo al programa Antídoto. Sin embargo, a largo plazo, la única solución estable a este problema pasa por un consenso entre ONG de conservación, el sector cinegético y las administraciones públicas, sobre cómo debe realizarse el control de predadores en las explotaciones cinegéticas, algo que, también a largo plazo, puede favorecer no sólo al sector cinegético, si no a las presas de los depredadores, en particular el conejo de monte, y a la conservación global de la biodiversidad (Viñuela & Villafuerte, en prensa; Martínez *et al.*, 2002; proyecto REGHAB).

Pesticidas en la agricultura. Dada la alta sensibilidad de la especie al uso de rodenticidas en basureros o explotaciones agrarias, se requieren medidas que permitan limitar su uso. Varias medidas sencillas, como la sustitución de los rodenticidas por otros métodos de control (trampeo o uso de rodillos agrícolas), o la recogida de cadáveres o animales agonizantes en las campañas de control permitirían paliar en gran parte el efecto negativo de los rodenticidas. Es muy necesario el adecuado control del uso masivo de pesticidas en explotaciones agrícolas (hasta el momento, aspecto mucho menos conocido en España). En este caso, de nuevo las soluciones pasan por una estrategia de cambio a largo plazo y a gran escala en la gestión agrícola, tarea en la que empieza a haber prometedoras señales en la PAC.

Gestión del hábitat. Mediante pequeños cambios en la gestión forestal: por ejemplo mediante el mantenimiento de los árboles con nido en las talas de choperas u otros bosques de ribera, o el mantenimiento de un bajo número de pies sin podar en las dehesas, permitiendo el mantenimiento o el incremento de árboles

adecuados para la cría para esta y otras especies similares (ver García & Viñuela, 2001).

Gestión de una red adecuada de muladares. Es necesario el diseño a escala nacional de una adecuada gestión integral de los muladares, aspecto que lleva muchos años pendiente y beneficiaría también a otras especies amenazadas (véase, p. ej. Alimoche, este volumen y nota del editor en el texto de Quebrantahuesos).

Tendidos eléctricos y parques eólicos. Es necesario que la red de tendidos eléctricos e instalación de la energía eólica en España sea realmente compatible con la conservación de rapaces. El Milano Real sufre pérdidas inaceptables por colisiones y electrocuciones en tendidos y aerogeneradores, localizados en zonas donde la presencia y densidad de esta y otras especies amenazadas (ver texto de Águila-Azor Perdicera) es notable. Es fundamental que se lleven a cabo los preceptivos estudios de impacto ambiental con todas sus fases de participación ciudadana, así como que se acometa las modificaciones necesarias en instalaciones peligrosas donde se haya podido demostrar el peligro que suponen para las rapaces en general.

Notas: ¹ España acoge a la mayor parte de la población europea durante la invernada (Viñuela & Ortega, 1999), pero no hay evidencia de que la población regional pueda nutrirse de estos inmigrantes. Por el contrario, en los últimos 10 años se han detectado disminuciones en las poblaciones del centro y norte de Europa que invernán en España (Mammen, 2000; Thiollay, 2001), coincidentes en el tiempo con la disminución de la población residente, y por tanto España podría estar funcionando como sumidero para la población europea (Viñuela & Contreras, 2001).

Quebrantahuesos *Gypaetus barbatus*

En Peligro; EN D

Autores: Ramón J. Antor, Antoni Margalida y Rafael Heredia

A pesar de que durante la última década la población pirenaica de Quebrantahuesos se mantiene en crecimiento, por tratarse de una población muy pequeña (ligeramente inferior a los 250 individuos maduros) y aislada, califica en la categoría de En Peligro. Las amenazas a las que se enfrentan los quebrantahuesos son diversas, algunas -como la caza ilegal- han ido perdiendo importancia, mientras que persisten los accidentes con tendidos eléctricos y el uso de veneno. El abandono de los usos ganaderos tradicionales aparece como otro factor desfavorable.

DISTRIBUCIÓN

El Quebrantahuesos se distribuye a lo largo de regiones montañosas de Eurasia y África, con las poblaciones más importantes en África oriental y meridional, y en Asia central e Himalaya (Cramp & Simmons, 1980; Del Hoyo *et al.*, 1994).

Originalmente la especie estaba ampliamente distribuida en las montañas meridionales europeas, sin embargo la persecución por parte del hombre ha provocado una importante regresión en los dos últimos siglos, desapareciendo de la mayoría de las áreas donde estaba presente: Alpes, Balcanes, Cárpatos, Chipre, Sicilia y Cerdeña. A pesar de los esfuerzos de conservación realizados du-

rante la última década, esta tendencia ha continuado en la mayoría de las poblaciones autóctonas restantes.

Como resultado de este proceso, actualmente sólo persisten tres poblaciones autóctonas en Europa occidental, que se localizan en los Pirineos (España-Francia), Creta (Grecia) y Córcega (Francia). Estas poblaciones están completamente aisladas entre sí, y las dos últimas en inminente peligro de extinción.

España. A lo largo del pasado siglo XX la especie se extinguió en los principales macizos montañosos (cordillera Cantábrica, Sistema Ibérico, Sistema Central, Sierra Morena, y sistemas Bético y Penibético) (Hirald *et al.*, 1979, Heredia, 1991a), siguiendo la tendencia general de la población europea. Actual-

mente la última población se localiza en la cordillera pirenaica en toda su extensión (Navarra, Aragón y Cataluña), y ocupa todos sus sistemas montañosos (Pirineo Axial, sierras interiores, y sierras exteriores). Existe un sólo núcleo extrapirenaico en los montes vascos, formado por unos pocos individuos territoriales que todavía no han llegado a reproducirse con éxito.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Las poblaciones más importantes de la especie se localizan en África oriental y meridional (Etiopía y Lesoto, respectivamente) y en las montañas de Asia central, donde se estiman poblaciones con varios cientos de parejas reproductoras cada una (Terrasse, 2001). La población total europea *sensu stricto* se estima en 118 pp. reproductoras (R. Heredia, inédito) distribuidas en cuatro poblaciones aisladas entre sí: tres autóctonas (Córcega, Creta y Pirineos) y una reintroducida en los Alpes (Frey & Bijleveld, 1994).

La población de Creta, con sólo 4 pp. (Xirouchakis *et al.*, 2001), es la menor de todas y además presenta una tendencia poblacional negativa que la coloca en una amenaza inminente de extinción. Córcega con 10 pp. (Seguin, 2001) tiene cierta estabilidad poblacional a pesar de su escasa productividad (0,1 pollos/pareja). A estas poblaciones autóctonas hay que añadir la creada con ejemplares reintroducidos en los Alpes desde el año 1986, que presenta 5 pp. reproductoras y una tendencia poblacional positiva.

La población pirenaica es la mayor de Europa, con un centenar de parejas reproductoras, de las que en el año 2001 se han controlado 89, con un resultado de 34 pollos que han volado con éxito (productividad: 0,38 pollos volados/pareja controlada; R. Heredia, inédito). Esta población es la única con una tasa de crecimiento importante (ver a continuación).

La evolución de la fracción reproductora de la población pirenaica durante la última década se conoce con un notable grado de precisión (Heredia & Razin, 1999). Entre 1995 y 2002 se ha producido un incremento medio anual del 5,6%. Esta tendencia positiva ha supuesto que el número de parejas se duplique en la última década (1991-2001). Este aumento se debe principalmente al importante reclutamiento existente desde la fracción subadulta, que ha sido suficiente para provocar el crecimiento de la población y la existencia de una importante población flotante (Antor, 1995).

Aunque la producción de pollos ha sido muy estable durante la segunda mitad de la década de los ochenta y en los años noventa (alrededor de 30 pollos al año, Heredia & Razin, 1999), la población preadulta y su supervivencia ha aumentado notablemente (201 aves en el conjunto de la cordillera en 2002, estimadas a partir del seguimiento de 55 aves marcadas entre 1994-2002; R. Antor, inédito), probablemente gracias a una mejora de la supervivencia juvenil (Antor, 1995). La tasa anual de supervivencia juvenil supera el 90% durante los tres primeros años de vida, siendo inusualmente alta, similar a la de los adultos, y mayor que la estimada para subadultos (Antor, 2001b).

A pesar de la tendencia claramente positiva de la población pirenaica, es previsible una próxima disminución en las tasas de crecimiento provocada por procesos locales dependientes de la densidad y la saturación de algunos territorios. Esta disminución se podría ver acentuada, en el caso de que sigan actuando los factores de mortalidad adulta y subadulta presentes, por el agotamiento final de la fracción flotante. Se sabe que la mortalidad actual por venenos (ver Amenazas) parece afectar de forma más acen-

tuada en grupos concretos de edad, desorganizando la estructura de edades, y con implicaciones importantes para la dinámica futura de la población.

Aragón. Alberga la fracción más numerosa de la población (53 pp., 56 territorios, 2001), que supone algo más de la mitad de los quebrantahuesos pirenaicos, siendo además el área que presenta mayor productividad (origen -en ocasiones- de dos tercios de los pollos pirenaicos). Cierta saturación relativa en las áreas con mayores densidades podría explicar que su tasa de crecimiento anual haya sido la menor de la cordillera en la última década (5,9%). Por otra parte, esta región es la zona más importante de invernada de la fracción preadulta (86,1% de las observaciones, n = 266, año 2001), que el resto del año presenta una distribución mucho más amplia.

Cataluña. Alberga 30 territorios de los cuales 21 son unidades reproductoras. Junto con Navarra, es la comunidad que mayores posibilidades de crecimiento tiene (hacia el este), por encontrarse zonas con cortados y abundante disponibilidad trófica todavía no recolonizados. Durante los últimos 15 años el crecimiento de la población catalana se ha estimado en 1,4 pp. nuevas/año (8,9%). No obstante, la dinámica observada indica que las parejas nuevas tienden a incorporarse en las proximidades de los territorios ya ocupados, lo cual está ralentizando el proceso de expansión geográfica. Paralelamente al crecimiento poblacional, se ha constatado un descenso de la productividad atribuido principalmente a un fenómeno de regulación denso-dependiente, la experiencia reproductora, la calidad del alimento y perturbaciones de origen antrópico (Margalida *et al.*, en prensa).

Navarra. La fracción navarra de la población está compuesta por siete territorios regentados todos ellos por parejas reproductoras. Su población ha pasado de las 2 pp. (una compartida con Aragón) en 1984 a las siete actuales. En la última década, y a pesar de que la población se ha duplicado, la productividad ha sido baja (Heredia & Heredia, 2001). Dos territorios han sido colonizados en los Montes Vascos, a 40 km de la pareja pirenaica más próxima, uno de ellos regentado por una pareja desde 1995, que ha realizado su primera puesta en el año 2002.

ECOLOGÍA

Ave necrófaga especializada que se alimenta principalmente de huesos de carcasas de mamíferos, que frecuentemente rompe dejándolos caer sobre superficies rocosas. Su presencia está muy ligada a áreas de montaña con cantiles, que utilizan como hábitat de nidificación, y a la presencia de ungulados domésticos y salvajes. Dependen básicamente de la existencia de vientos orográficos para poder explotar de forma efectiva las enormes extensiones que conforman sus áreas de alimentación.

Especie monógama aunque en los Pirineos presenta una fracción considerable de territorios poliándricos (14-15%; Donázar 1990, Bertran & Margalida, 2002b). Este buitre territorial se reproduce anualmente, presentando un largo ciclo reproductor (180 días desde la puesta hasta que los pollos abandonan el nido, donde en promedio, han permanecido 123 días) así como un largo periodo de dependencia juvenil (Heredia & Sunyer, 1989; Sunyer, 1991; Margalida *et al.*, en prensa).

Las puestas son dobles y generalmente tienen lugar entre la segunda quincena de diciembre y primera de febrero, aunque ocurre reducción en la pollada como consecuencia de fraticidio (para éstos y otros detalles sobre los aspectos de la biología repro-

ductiva de la especie, véase, por ejemplo: Hiraldo *et al.*, 1979; Thaler & Pechlaner, 1980; Margalida & Bertran, 2000a, b; Margalida *et al.*, en prensa).

La división de las tareas parentales es equitativa, exceptuando el periodo de prepuesta en el que los machos participan más activamente en la construcción del nido y la defensa del territorio (Margalida & Bertran, 2000a). La construcción del nido se inicia tres meses antes de la puesta (Margalida & Bertran, 2000b) y el periodo de actividad sexual de las parejas se inicia a finales de octubre (Bertran & Margalida, 1999). Las puestas generalmente tienen lugar entre la segunda quincena de diciembre y primera de febrero (Heredia, 1991b; Margalida *et al.* en prensa). La mayoría de las puestas son dobles (Hiraldo *et al.*, 1979, Margalida *et al.* en prensa), y la asincronía de puesta y eclosión es de 3 a 9 días (Brown, 1990; A. Margalida *et al.*, inédito). La reducción de pollada se produce como consecuencia del fratricidio obligado (Thaler & Pechlaner, 1980; A. Margalida *et al.*, inédito). El periodo de permanencia del pollo en el nido es de 123 días ($n = 20$, rango 106-133 días; Margalida *et al.*, en prensa).

La productividad de la población es baja, fracasando la reproducción en aproximadamente la mitad de las parejas, y el resto produciendo un solo pollo al año (productividad: 0,38 pollos volados/pareja; $n = 89$ parejas; año 2001; R. Heredia, inédito). La mayor parte de los fracasos reproductores tiene lugar durante la eclosión (51%), seguido de la crianza (28%) e incubación (21%) (Margalida *et al.*, en prensa). La dieta de los pollos está basada en mamíferos (89%), aves (9%) y reptiles (2%) (Margalida *et al.*, 2001). Nidifica en cuevas o repisas de grandes paredes rocosas entre 600 y 2.000 m de altitud (Heredia, 1991b). El relieve y el nivel de perturbaciones humanas determinan en gran medida la selección de los cantiles de nidificación y el éxito reproductor de la especie (Donázar *et al.*, 1993).

La dispersión juvenil, así como los movimientos y asentamientos de los adultos flotantes, se producen básicamente en el área ocupada por la población reproductora, aunque puedan producirse esporádicos movimientos fuera de los Pirineos (Antor *et al.*, 2000). La utilización del espacio pirenaico por las aves preadultas y flotantes tiene un carácter estacional, seleccionando la vertiente sur en su sector central durante la estación más crítica, el invierno (Antor, 1995). La vertiente norte, tanto en su sector central como occidental, es utilizada principalmente durante la estación estival, estableciéndose un patrón circular en los asentamientos temporales y movimientos de las aves no reproductoras, de gran constancia interanual (R. J. Antor, inédito).

AMENAZAS

La caza ilegal y la colisión con tendidos aéreos estaban consideradas como las principales causas de mortalidad de la especie en los Pirineos en la década de los años ochenta (Canut *et al.*, 1987). Sin embargo, el radio-seguimiento actual (Gobierno de Aragón y Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos) y el análisis forense de los restos (LFVS) están mostrando una creciente incidencia de diferentes productos tóxicos (M. Hernández, inédito; Antor, 2001a).

Venenos. La principal causa de mortalidad de la especie es el consumo de cebos envenenados, que ha supuesto el 36,7% de las muertes registradas en la última década ($n = 30$). Las sustancias causantes de las intoxicaciones en la especie fueron estriocina,

warfarina, aldicarb, carbamatos y carbofuranos (M. Hernández, inédito).

Accidentes con tendidos eléctricos. Los accidentes con tendidos eléctricos han supuesto el 23,3% ($n = 30$) de las muertes registradas en la última década. Aunque la muerte por colisión es la causa que históricamente y actualmente tiene mayor repercusión (57,1%), en los tres últimos años se ha constatado un incremento de los casos de mortalidad por electrocución (42,9%).

Caza. En la década de los ochenta la muerte por tiro fue el principal factor de mortalidad registrado, causando el 60% de las pérdidas conocidas. En la última década todavía ha supuesto casi la cuarta parte de las muertes registradas (23,3%; $n = 30$).

Contaminación química. Es un problema potencial para la conservación de la especie dada su posición alta en la cadena trófica. Por este motivo se han estudiado los niveles de contaminantes en diversas muestras: aves muertas, muestras de sangre obtenidas de las aves capturadas para su marcaje, huevos y fragmentos de huevos obtenidos tras la reproducción.

Insecticidas organoclorados y PCBs. Pueden incrementar la mortalidad, o, más frecuentemente, pueden tener efectos adversos sobre la reproducción. Por este motivo se ha determinado la presencia de 19 organoclorados y nueve PCBs en diferentes tejidos de 35 aves y 10 huevos. Los niveles encontrados en las muestras son menores que los umbrales críticos en rapaces, por lo que estos contaminantes no parecen estar causando mortalidad o afectando a la reproducción (M. Hernández, inédito).

Plomo. La intoxicación por plomo, a través de la ingestión de fragmentos de munición de caza, se ha reconocido como una causa importante de mortalidad en muchas especies de aves silvestres. El quebrantahuesos tienen riesgo de intoxicación por la existencia de perdigones en algunas de sus presas, por lo que sus niveles se han determinado en diversos tejidos de 63 individuos (44 muestras sanguíneas y 19 cadáveres). Se han encontrado niveles inferiores a los umbrales de toxicidad excepto para un individuo (M. Hernández, inédito). A pesar de estos bajos niveles, los resultados muestran la existencia generalizada de exposición accidental al tóxico, y la posibilidad de existencia de mortalidad local de aves por esta causa.

Fracaso reproductivo. Se ha estudiado el efecto de la infertilidad en el fracaso reproductivo mediante el análisis de la estructura y composición de la cáscara de 26 huevos actuales y ocho huevos pertenecientes a colecciones de museo y colectados en el siglo XIX, antes del uso de pesticidas, no encontrándose diferencias significativas entre los huevos actuales y antiguos en grosor y estructura (M. Hernández, inédito). Por lo tanto, la especie no parece presentar problemas significativos de fertilidad, siendo otras las causas que influyen negativamente y de forma significativa en el importante fracaso reproductor encontrado en la especie.

Perturbaciones por la actividad humana. Las perturbaciones en las proximidades de los lugares de nidificación son una de las pocas causas identificadas que producen fracaso reproductor. Las principales actividades involucradas son: las batidas de caza (especialmente las del jabalí), las maniobras militares, los vuelos de baja altitud, las prácticas forestales, la construcción de infraestructuras y los deportes de montaña (principalmente escalada y senderismo). En el sector oriental de los Pirineos ha podido determinarse que el 20% de los fracasos reproductores tienen lugar durante la incubación, la mayoría de ellos relacionados con perturbaciones de origen antrópico (Margalida *et al.* en prensa).

Disminución de las prácticas ganaderas extensivas. El abandono de los usos ganaderos tradicionales está afectando a la

especie, que depende principalmente de las prácticas extensivas. Esta disminución de la disponibilidad de alimento afecta principalmente a las aves más jóvenes, menos eficientes en el vuelo y exploración del territorio, y que todavía no han desarrollado comportamientos dirigidos al almacenamiento de comida.

Competencia interespecífica por el lugar de nidificación. El Quebrantahuesos dispone en sus territorios de varios nidos, generalmente 2-4 que va utilizando rotativamente. El importante incremento poblacional del Buitre Leonado ha ocasionado la aparición de un fenómeno que puede tener efectos en el éxito reproductor de la especie debido a la ocupación de sus nidos. En Cataluña el 40% de los nidos han sido ocupados por otras especies rupícolas, principalmente buitres leonados (81% de los nidos, Margalida & García, 1999). Los estudios llevados a cabo sobre este tipo de interacciones de momento no parecen afectar al éxito reproductor de las parejas con nidos robados (Donázar *et al.*, 1993, Margalida & García, 1999). Pese a la defensa sostenida de los nidos a lo largo de la reproducción (Bertran & Margalida, 2002a), el fenómeno continúa aumentando. De continuar esta tendencia, algunos territorios podrían verse obligados a desplazarse a zonas menos apropiadas para reproducirse (mayor presión humana), incidiendo por tanto en su productividad.

Ausencia¹ de normativa básica que regule la alimentación suplementaria de las aves necrófagas protegidas. Las restricciones impuestas por la normativa sanitaria sobre la eliminación de animales muertos y desperdicios de origen animal (RD 2224/1993), así como recientes decisiones comunitarias (y su transposición al ordenamiento jurídico estatal) relativas a la destrucción de “materiales específicos de riesgo” para la prevención de encefalopatías espongiiformes de transmisión (p.ej.: RD 1911/2000), exigen la retirada del medio natural de los cadáveres de bovinos y ovinos, que podría provocar una drástica reducción de la disponibilidad de alimento para el Quebrantahuesos y otras rapaces necrófagas con problemas de conservación (total o parcialmente dependientes de carroñas: véanse especies relevantes, este libro), para las cuáles España tiene una elevada responsabilidad.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

- Plan Coordinado de Actuaciones para la Conservación del Quebrantahuesos en los Pirineos (Heredia, 1991c).
- Plan Internacional de Acción (Heredia, 1996).
- Desarrollo del Proyecto LIFE: Programa de conservación de vertebrados amenazados en los Pirineos (Aragón, Cataluña, Navarra, ICONA y Francia) (LIFE93 NAT/E/011800).
- Planes de Recuperación autonómicos aprobados (con rango legal apropiado), que cubren prácticamente la totalidad de los territorios de las parejas reproductoras: Navarra, Aragón, y Cataluña.
- Desarrollo del Proyecto LIFE en Aragón: “Plan de recuperación del Quebrantahuesos en el noreste de España” (LIFE98 NAT/E/005296).
- Desarrollo de la Estrategia para la Conservación del Quebrantahuesos en España.
- Plan de Alimentación Suplementaria para el Quebrantahuesos, con la creación en la última década de un total de 23 comederos específicos distribuidos por toda la cordillera y sistemas montañosos cercanos (montes vascos y Sistema Ibérico).
- Seguimiento anual de la reproducción en las tres CC.AA. con presencia de la especie, con el fin de realizar el seguimiento de

la evolución de la productividad y del tamaño de la población reproductora.

- Seguimiento con vídeo-cámaras del periodo reproductor con el fin de identificar las causas que están provocando los fracasos en la reproducción y mejorar la productividad.
- Seguimiento de la evolución del tamaño de la población preadulta, mediante el marcaje de aves y la realización de cuatro censos simultáneos anuales.
- Seguimiento de los factores de mortalidad mediante la utilización de radioseguimiento. En la actualidad 25 individuos radiomarcados son seguidos con la finalidad de estudiar las causas de mortalidad.
- Seguimiento de aves preadultas marcadas (marcas visuales, emisores de radio y emisores de seguimiento por satélite) con la finalidad de conocer los movimientos y asentamientos estacionales, y por lo tanto las áreas importantes para las aves no reproductoras.
- Regulación de las batidas de caza en los sectores de nidificación durante la época de la reproducción mediante acuerdos con los cotos de caza (Aragón y Cataluña). Estas medidas afectan a nueve territorios en Aragón (2002). Sería necesario aclarar cuántos acuerdos y una estima de cuántas parejas/territorios se beneficiarían de la medida y cuántos son los territorios que necesitarían la medida y no la tienen. También quizás una línea con una valoración provisional de la medida??
- Programa de cría en cautividad del Quebrantahuesos en el Centro de Cría en Cautividad del Guadalestín en el Parque Natural de las Sierras de Cazorla, Segura y Las Villas.
- Desarrollo del proyecto LIFE titulado: Recuperación del quebrantahuesos en Picos de Europa, España (LIFE02 NAT/E/008624) ?.
- Existencia de un grupo de trabajo nacional constituido por las CC.AA. y Dirección General de Biodiversidad como mecanismo de coordinación de esfuerzos y toma de decisiones de conservación.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Seguimiento y corrección de los factores de mortalidad no natural. Para el seguimiento de la incidencia de las principales causas (venenos, líneas eléctricas y caza ilícita) sería necesaria la continuación del marcaje con radio-emisores y seguimiento de aves de todas las clases de edad.
- Seguimiento de la evolución del tamaño de población y de sus parámetros reproductivos.
- Seguimiento y corrección de las causas del fracaso reproductivo.
- Seguimiento con vídeo-cámaras del proceso reproductivo en nidos de riesgo para rescatar la puesta o pollada en caso de pérdida inminente.
- Protección legal y mejora del hábitat de la especie. Inclusión de las áreas críticas en ZEPa e incorporación a la red de ENP.
- Desarrollar normativa básica que permita la existencia de puntos de alimentación suplementaria o muldares para aves carroñeras, que sea compatible con la normativa sanitaria.
- Garantizar la disponibilidad de alimento mediante la alimentación suplementaria y ampliación de la red de comederos hasta cubrir homogéneamente toda el área de distribución, así como los corredores que utilizan las aves en sus movimientos dispersivos hacia áreas potencialmente colonizables.

- Favorecer la continuación de las prácticas de ganadería extensiva tradicional (fuente de alimento habitual en el pasado que cada día se va haciendo más escasa).
- Incrementar la productividad de forma selectiva de las parejas reproductoras mediante el aporte específico de alimentación suplementaria en los sectores de nidificación.
- Favorecer la expansión de la especie a los sistemas montañosos cercanos a la población pirenaica y con hábitat adecuado. Estudiar la idoneidad del hábitat en las áreas potenciales para la expansión de la especie, que debe incluir el seguimiento de los factores de mortalidad que afectan a las especies con ecología similar.
- Desarrollar actividades de sensibilización, comunicación, divulgación y educación ambiental que permitan una mayor implicación social en la conservación de la especie de la población local en las zonas con presencia de la especie o en las áreas potenciales para su expansión.
- Creación de un stock de ejemplares en cautividad como reserva genética de la población pirenaica, y como fuente de individuos para la cría en cautividad.
- Intensificar la coordinación entre las CC.AA. implicadas con la administración central para la aplicación de las medidas de conservación.

Nota de los editores ¹: Con la publicación del Reglamento (CE) 1774/2002 (*por el que se establecen las normas sanitarias apli-*

cables a los subproductos animales no destinados al consumo humano), el RD 1098/2002 (*por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con determinados animales muertos y sus productos*), Reglamento (CE) 1774/2002 (*por el que se establecen las normas sanitarias a los subproductos animales no destinados al consumo humano*) y Decisión (CE) de 12 de mayo de 2003 (*que establece condiciones de la autorización de alimentación de aves necrófagas con subproductos animales de la categoría 1 para España, Grecia, Francia, Italia y Portugal*), se establecen las normas aplicables a la alimentación asistida con subproductos animales y “Materiales Específicos de Riesgo” (MER) o sospechosos de contener “priones” causantes de las encefalopatías espongiformes de transmisión (EET) (incluidas nuevas condiciones con respecto a las contenidas en el RD 1098/2002 que, a buen seguro requerirá su oportuna modificación, sin desmerecer en todo caso su valor en la regulación de la utilización de otros subproductos animales diferentes a ovino, caprino y bovino). La normativa anteriormente señalada, supone en su conjunto, un gran avance normativo para la adecuada regulación de la alimentación suplementaria de aves amenazadas dependientes en mayor o menor medida de carroñas (De la Bodega Zuasti). ² En 2003, el Ministerio de Medio Ambiente ha comprometido una inversión de más de 121.000 € para recuperar el Quebrantahuesos en los Picos de Europa, proyecto que cuenta con la estrecha colaboración de la Fundación para la Conservación del Quebrantahuesos.

Alimoche Común

Neophron percnopterus

En Peligro; EN A4ac

Autor: José Antonio Donázar

El Alimoche Común mantiene en España la mayor población de todo el Paleártico occidental y, probablemente, una de las más importantes del mundo dado que la especie se encuentra en declive generalizado y/o extinta en buena parte de su antigua área de distribución. En España se estima que un mínimo del 25% de territorios se han perdido entre 1987 y 2000, considerando información de zonas que han sido bien censadas en este periodo. Dado que la especie ya venía declinando al menos desde mediados de siglo y dado que no se prevé que la tendencia se revierta en los próximos años, es razonable considerar que en tres generaciones (30 años) el descenso puede ser superior al 50%. Ello unido al hecho de que los factores principales de amenaza siguen operando y/o son poco conocidos (venenos, disminución de presas potenciales, mortalidad en migración e invernada) justifica la consideración de la especie como En Peligro.

DISTRIBUCIÓN

En Eurasia, la población reproductora se distribuye en el área circunmediterránea, Oriente Medio, centro de Asia e India. Ocupa también el sur del Sahara y las áreas secas de África del este y del sur. Las poblaciones paleárticas invernan mayoritariamente en el África subsahariana.

España. La población reproductora se distribuye principalmente en seis núcleos: 1) Cordillera Cantábrica, Pirineos, Sistema Ibérico, Sistema Central y valle del Ebro; 2) Oeste peninsular: Arribes del Duero, Extremadura y Sierra Morena; 3) Sierras de Cazorla y Segura; 4) Sierras gaditano-malagueñas; 5) Baleares; 6) Canarias. Sedentario en los archipiélagos; escasos individuos invernan en Doñana y Extremadura. Las densidades mayores se en-

cuentran en puntos del valle del Ebro (norte de Burgos, Bardenas Reales), Pirineo occidental, Arribes del Duero, Cañones del Sistema Ibérico y archipiélagos. Desaparecido de amplias áreas del interior y de la vertiente mediterránea.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Poblaciones vecinas de pequeño tamaño (menos de 70 pp. en Portugal y 100 pp. en Francia; Tucker & Heath, 1994; Farinha & Monteiro, 1998; M. Terrasse *in litt.*).

La primera estimación de la población española de alimoche fue hecha por Bernis (en Bijleveld, 1974), calculándose en 600-1000 pp. la cifra global de reproductores. Años después Gar-

zón (1977b) estimó un total de 2.000 pp. En 1985 Morales *et al.* (inédito) estimaron 1.000-1.200 pp., sobre la base de censos parciales realizados en regiones determinadas. En 1988 se realiza el primer censo global. Se censan varias regiones y se recoge la información existente sobre otras, que no son censadas. La cifra global de parejas fue de 1.324-1.373 (Perea *et al.*, 1990). En el año 2000 se realiza un nuevo censo nacional que arroja cifras superiores: 1.320-1.475 pp. para la Península y archipiélagos (Del Moral, 2002). Es necesario señalar que el progresivo incremento detectado en estimas y censos es, en buena parte, fruto de la mejor prospección realizada en cada intento. El censo de 1988-89 claramente infravaloró la población en muchas regiones, especialmente en áreas del valle del Ebro donde el número de parejas fue estimado en menos de la mitad de lo que realmente era (J. L. Tella, inédito). Las razones de esta subestima se centran en que numerosas parejas nidifican en pequeños cortados poco llamativos y en áreas difícilmente accesibles. Por otra parte, las parejas que fracasan en estadíos tempranos suelen abandonar los territorios, o al menos, los visitan con irregularidad. Por otro lado, la detección de parejas suele requerir la observación continuada del cortado durante horas, extremo que a menudo no se cumplía en los censos.

La tendencia general de la población española en los últimos 20 años ha sido de claro declive. Se ha extinguido de las provincias de Almería, Huelva, Murcia, Albacete, Madrid, Ávila y Orense, siendo dudoso que existiera en Valencia. En general, parece haberse mantenido más estable en zonas de montaña y/o ganaderas mientras que en áreas más predominantemente agrícolas se ha producido un claro descenso. Este parece haber sido particularmente importante en áreas del valle del Ebro, donde se han perdido hasta el 70% de los territorios en el periodo considerado (Tella & Forero, 2000). En las mismas fechas se han observado declives importantes (cerca del 30%) en el sur de Burgos, sierras andaluzas, y Canarias (Zapata *et al.*, 2000; Palacios, 2000; F. Martínez Olivas, com. pers.). Los incrementos observados (Levante, Cataluña) representan un aumento casi inapreciable en el cómputo global de la Península (menos de 10 pp.).

Debido a la irregular calidad de los censos es difícil realizar una estima correcta del declive sufrido en el conjunto de España. Estimaciones parciales llevadas a cabo sobre provincias y áreas que han sido relativamente bien cubiertas en censos llevados a cabo en las últimas décadas (censos parciales en determinadas áreas como el valle del Ebro, Teruel, Segovia, sur de Burgos, Baleares) revelan que un mínimo del 25% de los territorios se han perdido entre 1987 y 2000. Además, hay que tener en cuenta que en áreas donde se le considera estable, puede estar sin embargo en lenta recesión. Aun en áreas tradicionalmente bien cubiertas, la inevitable mejor cobertura progresiva de los censos tiende a arrojar parejas nuevas en cada ocasión mientras que resulta más difícil asegurar la desaparición de antiguos territorios, especialmente en zonas de alta densidad de alimoche, donde el trasiego frecuente de individuos oculta las pérdidas. Así por ejemplo, un examen muy detallado de la información recogida en Navarra a través de tres censos totales desde 1981 a 2000 ha revelado que la población del Pirineo y zonas aledañas, tradicionalmente considerada como estable (véase Donázar, 1985) ha declinado sin embargo en un 3% durante el periodo señalado (O. Ceballos & J. A. Donázar, inédito). Este tipo de declive, que bien pudiera estar ocurriendo en otras áreas es muy difícilmente detectable a corto plazo y sin una excelente cobertura de censo.

ECOLOGÍA

Nidifica en cavidades de acantilados; es básicamente indiferente al sustrato rocoso y al uso del suelo en el entorno del área de cría (Ceballos & Donázar 1989). Se alimenta de carroñas de pequeños animales y ganado que busca en áreas abiertas. Muy dependiente de muladares y basureros en las cercanías de los cuales se forman grandes dormideros comunales de hasta 200 individuos (Donázar *et al.*, 1996).

Es poco probable que la población española se vea beneficiada por la inmigración ocasional de individuos de las regiones vecinas (Francia y Portugal). Aunque zonas de Iberia (valle del Ebro, La Mancha) son áreas de asentamiento de juveniles provenientes de Francia es muy poco probable que éstos acaben fijándose en estas regiones, dada la alta tasa de filopatria demostrada por poblaciones objeto de estudio (datos propios inéditos).

AMENAZAS

- Mortalidad por uso de cebos envenenados (1).
- Reducción en la disponibilidad de alimento por cierre de muladares (1).
- Reducción general en la disponibilidad de alimento (pequeños cadáveres, muladares y basureros) (2).
- Molestias en áreas de cría o persecución por parte del hombre (3).
- Intoxicación por biocidas agrícolas (3).
- Pérdida de hábitat o, en general, alteraciones en áreas de invernada y lugares de paso (4).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se han tomado medidas de conservación específicas para el alimoche en ninguna CC.AA.

Proyectos de investigación. Se están realizando dos Tésis Doctorales sobre la especie (valle del Ebro y Canarias). Han sido publicados más de 40 artículos en revistas científicas. Se conocen los rasgos más básicos de su biología, especialmente la selección del hábitat de nidificación, la dieta, dinámica de dormideros y aspectos de la ecología del comportamiento (véase p.ej. Ceballos & Donázar 1988, 1989, 1990; Donázar & Ceballos, 1988, 1989, 1990; Donázar *et al.*, 1989, 1994, 1996; Tella, 1991, 1993; Tella & Mañosa 1993; Negro *et al.*, 2002). Se carece de una visión integrada acerca del impacto relativo de factores antrópicos sobre poblaciones y de la respuesta demográfica subsecuente. Los proyectos actualmente en curso (excluidos seguimientos locales) son los siguientes: Andalucía: factores limitantes, modelado demográfico, identificación de áreas de invernada en África (Convenios EBD-Junta de Andalucía). Aragón: factores limitantes tasas de mortalidad y sus causas (Convenio EBD-DGA). Canarias: factores limitantes, modelo demográfico (Convenios EBD-Cabildo de Fuerteventura y Gobierno de Canarias). Segovia: uso del espacio (G. Doval). Menorca: uso del espacio, tasas de supervivencia (Convenio Instituto de Estudios Menorquines-Conseil Insular).

Proyectos de reintroducción. Existen dos proyectos europeos de cría en cautividad y reintroducción. En Francia lo impulsa el Parc Naturel Régional du Luberon y en Italia el WWF. Ambos se nutren principalmente de aves cedidas por las administraciones españolas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Promover una lucha eficaz contra el uso de cebos envenenados, desde los puntos de vista de legislación, vigilancia, gestión de caza y divulgación (1).
- Promover el mantenimiento y creación de muladares y puntos de alimentación en áreas de nidificación y de concentración de no reproductores (dormideros) (2).
- Investigar los factores que limitan a poblaciones peninsulares. Determinar el grado de diferenciación genética de la población balear. Determinar las principales áreas de invernada y rutas de migración y evaluar los posibles riesgos asociados a ellas (2).
- En general, en áreas de alta densidad de nidificantes, y en un entorno de al menos 15 km, promover la conservación de paisajes con sistemas agro-pastorales tradicionales que mantengan alta disponibilidad de presas potenciales, especialmente de conejo (3).
- Proteger áreas de nidificación con altas densidades de parejas reproductoras (5).
- Diseñar un programa de seguimiento a escala nacional, sobre la base de censos periódicos en áreas piloto (3).

Alimoche Canario

Neophron percnopterus majorensis

En Peligro Crítico; CR C2a(ii); c.D

Autor: César-Javier Palacios

La subespecie canaria de Alimoche Común, conocida localmente como “guirre”, se encuentra En Peligro Crítico, por haber sufrido a partir de la década de 1950 un rápido proceso de desaparición en prácticamente todo el archipiélago, donde tan sólo restan 25-29 parejas: una en Lanzarote, otra en Alegranza y una última población en Fuerteventura, que aglutina a más del 90% de la población total, unos 130 individuos (55-60 adultos reproductores) en el año 2001. Su alta tasa de mortalidad adulta y escaso éxito reproductor, el más bajo de todos los conocidos para la especie, hacen muy incierta su viabilidad.

DISTRIBUCIÓN

La forma nominal se distribuye por el sur de Europa y norte de África hasta Asia central y noroeste de la India, mientras que *N. p. ginginianus* está restringida a la India y Nepal (Del Hoyo *et al.* 1994). En fechas recientes se ha descrito la subespecie *N. p. majorensis*, exclusiva de Canarias (Donázar *et al.*, 2002a). Aunque es un ave típicamente migradora, las poblaciones canarias, menorquinas y caboverdianas se consideran sedentarias (Cramp & Simmons, 1980).

España. La subespecie canaria está restringida a Fuerteventura, Lanzarote y Alegranza, habiendo desaparecido como nidificante del resto del archipiélago en los últimos 50 años. En la isla majorera se concentra el 93% de la población total reproductora, agrupada en el sector central del territorio.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

En la actualidad, el declive es manifiesto en las islas orientales, con 25-29 pp. nidificantes. En tres generaciones (1959-2001; una generación son unos 14 años), este declive se estima en un 68% (derivado de la comparación de datos de mediados del siglo XX con la situación de 2001). Todas las parejas se localizan en Fuerteventura excepto una en Lanzarote, y otra en Alegranza (Palacios *et al.*, 2002a). A pesar de que los censos anteriores a 1998 son fundamentalmente estimas, podemos calcular para el periodo 1988-2000 la pérdida de el 30% de las parejas (11 territorios perdidos). En el periodo 1998-2001 se encuentra aparentemente estable e incluso en aumento, pero es probable que se deba a una mejor prospección (Palacios *et al.*, 2002b). Citas recientes de ejemplares

solitarios realizadas en Tenerife y Gran Canaria deben corresponder a aves en migración o divagantes.

Alegranza. De todos los islotes situados al norte de Lanzarote (archipiélago chinijo), aquí se mantiene el único territorio ocupado en la actualidad, donde una pareja saca habitualmente pollos, al menos desde 1988 (Martín & Lorenzo, 2001). Ya Bannerman (1963) presupuso su nidificación. Entre 1988 y 1990 se instaló una segunda pareja, hoy en día desaparecida (Delgado *et al.*, 1993).

Montaña Clara. En la década de 1980 crió una pareja en los acantilados occidentales de La Caldera. En 1988 y 1990 ya sólo se observó un adulto (Delgado *et al.*, 1993; Martín & Lorenzo, 2001).

La Graciosa. No existen indicios de que haya criado, aunque su presencia en escaso número ha sido señalada desde comienzos del siglo XX (Bannerman, 1963).

Lanzarote. Nunca debió de ser demasiado numeroso, al menos en épocas recientes. La razón estaría principalmente en la escasez de lugares apropiados para nidificar. A comienzos de siglo XX, Bannerman (1963) lo considera sin embargo común, comparando su abundancia con la de Fuerteventura. La misma idea exponen en 1956 Hübner & Etchécopar (1958), quienes observaron pequeños grupos junto al antiguo cementerio de Arrecife. La primera estima para esta isla la hizo Trotter (1970), calculando una población total no superior a las 6-7 pp. en 1967, cómputo interpretado como por debajo de la realidad (Concepción, 1992). Este último autor calcula que hacia 1975 la población sería de 15-20 pp. En su opinión, hasta 1950 la especie fue relativamente común, iniciando a partir de esta fecha un brusco descenso hasta los años setenta, momento en que se habría registrado una hipotética recuperación, transitoria, pues en la siguiente década entrará de

nuevo en crisis, aparentemente por la modificación del hábitat, reducción de la cabaña ganadera y desaparición de muldares y vertederos. En 1991, y según el mismo investigador, la población nidificante quedaría reducida a 5 pp., dos de ellas localizadas en el P. N. de Timanfaya. En 1998 ya sólo subsistían 1-2 pp. (Palacios, 1999 y 2000), confirmándose a partir del año siguiente la existencia de una única pareja con graves problemas de reproducción (aparentemente ningún pollo nacido entre 1999 y 2002).

Lobos. Sólo se conoce la presencia de un territorio de cría irregular en las inmediaciones del volcán de La Caldera, ocupado ya a mediados del siglo XIX (Bolle, 1854). Los escasos recursos tróficos del territorio parece ser que obligaban a los adultos a desplazarse habitualmente a la vecina costa de Corralejo (Fuerteventura) y de Playa Blanca (Lanzarote) en busca de comida. En 1990 y 1992 crió por última vez, aunque no lo hizo en 1987, 1988 y 1991 (Delgado *et al.*, 1993; Martín & Lorenzo, 2001; Concepción, 1992).

Fuerteventura. De acuerdo con Bannerman (1963), era bastante común, tanto en esta isla como en la vecina Lanzarote, aunque en su opinión su número nunca fue especialmente alto. Cuando Polatzek (1908) encontró 25 ejemplares comiendo el cadáver de un camello en La Oliva, dio por sentado que debían ser todos los de Fuerteventura. Y el citado Bannerman reconoce que, durante su visita en 1913, nunca vio más de 2-3 pp. en un día de marcha. Décadas más tarde su número debió aumentar, pues encuestas con pastores y localización de antiguos nidos nos han permitido señalar en la isla un mínimo de 86 territorios diferentes, estimándose para mediados del siglo XX una población mínima de 50-75 pp. Las mismas encuestas nos hacen pensar que las estimas de Delgado *et al.* (1993) infravaloraron la población real de 1988, que probablemente se acercaría entonces a las 40 pp. La población mayorera ha sufrido una fuerte regresión durante las últimas décadas del siglo XX. Se calcula que un 30% de los territorios se han perdido entre 1980 y 2000. Por otro lado, el éxito reproductor es el más bajo conocido para la especie (0,5 pollos/pareja/año) (Palacios *et al.*, 2002a, b; Donázar *et al.*, 2002b). En la actualidad, ha desaparecido como nidificante del norte (Corralejo) y sur (Jandía). Aunque su población ha descendido en las últimas décadas y apenas supera las 25 pp., supone más del 90% del total. Como estima calculamos que la población en Fuerteventura era en el 2001 de unos 130 individuos, de los cuales unos 55-60 serían adultos reproductores y el resto aves inmaduras. En 2000 se han observado concentraciones invernales en dormideros comunales del centro de la isla de hasta 125 aves, cifra que representaría más del 95% de la población total canaria (Donázar *et al.*, 2002b).

Gran Canaria. Fue la isla con mayor número de parejas de todo el archipiélago, especialmente abundantes en los sectores occidental y meridional (Martín & Lorenzo, 2001). Bolle (1857) vio incluso una pequeña colonia de 6 pp. en un barranco cerca de Las Palmas (Juan Grande). Según Bannerman (1963), a principios del siglo XX era muy numeroso en las inmediaciones de Las Palmas y alrededores de su puerto, siendo habitual observarlos posados en gran número en los tejados del matadero, y por las tardes en las desembocaduras al mar de la incipiente red de alcantarillado. Sin embargo, a comienzos de los años sesenta esta situación había cambiado drásticamente, reconociendo el mismo autor que el ave prácticamente había desaparecido, y se restringía a unos pocos barrancos solitarios y altas cumbres. Al igual que en Tenerife, los últimos ejemplares se observaron en la década de 1980 (Martín, 1987; Delgado *et al.*, 1988; Martín & Lorenzo, 2001).

Tenerife. Hasta principios del siglo XX se distribuía por toda la isla, aunque su número nunca fue tan elevado como en Gran Canaria. Frecuentaba tanto zonas áridas del sur como la alta montaña (Cañadas del Teide). Varias parejas estaban asociadas a los núcleos urbanos, señalando Bannerman (1963) cómo era la primera ave que atraía la atención del viajero nada más llegar en barco al puerto de Santa Cruz. Hasta 1950 era aún común en la mitad meridional, pero en la década siguiente, coincidiendo con la utilización masiva de pesticidas contra las plagas de *Schistocerca gregaria*, las observaciones se hicieron cada vez más raras. En la década de 1970, las dos últimas parejas estaban recluidas en los extremos oriental (Anaga) y occidental (Teno). Hasta 1985 sobrevivió una pareja en Chiñaco (Teno Alto), además de dos subadultos (Martín, 1987; Delgado, *et al.*, 1988; Martín & Lorenzo, 2001).

La Gomera. Nunca debió de ser muy común (Bannerman, 1963). Unas pocas parejas habrían ocupado con preferencia la mitad meridional (Martín & Lorenzo, 2001). Valle Gran Rey y Playa Santiago eran los lugares típicos para observar la especie. Debió de extinguirse a comienzos de la década de 1970 (Martín & Lorenzo, 2001).

El Hierro. Sólo fue detectado por Bolle (1857), aunque distintas informaciones posteriores, tanto de personas mayores encuestadas como topónimos existentes (Montaña de los Guirres), evidencian que estuvo presente hasta la década de 1950 (Martín & Lorenzo, 2001).

La Palma. No existen referencias precisas sobre su presencia como nidificante. Sin embargo, solían observarse aún varios ejemplares hacia 1940 y 1950 en un lugar del valle de Aridane conocido precisamente con su nombre (R. Barone, com. pers.), existiendo además otro topónimo muy popular, la "playa de los guirres".

Tendencia previsible. Las previsiones actuales son pesimistas, dado que se trata de una población ecológicamente aislada, donde el "efecto rescate" de aves continentales es poco o nada probable. La población de Lanzarote, reducida a una única pareja que en varios años no ha sido capaz de sacar adelante pollos, es muy probable que se extinga en poco tiempo. El mismo futuro parece tener la de Alegranza, cada vez más aislada de los otros núcleos nidificantes. La población de Fuerteventura es la única con posibilidades de supervivencia, aunque su número es demasiado bajo como para garantizarlo. La alta tasa de mortalidad adulta y escaso éxito reproductor, el más bajo de todos los conocidos para la especie, hacen muy incierta su viabilidad.

ECOLOGÍA

Población aislada y sedentaria, eventualmente puede recibir ejemplares migrantes europeos en bajo número, que residirían poco tiempo en las islas y con los que no llegarían a hibridarse dada la fuerte filopatría de la especie. Nidifica mayoritariamente en cuevas rocosas, raramente en cornisas protegidas, localizándose sus nidos en riscos de interior, barrancos, laderas, calderas de volcanes, canteras y acantilados marinos. Algunos nidos están prácticamente en el suelo. Existen importantes dormideros comunales en tendidos eléctricos de alta tensión, especialmente numerosos en invierno (hasta 125 aves). Estas concentraciones han sido explicadas como agregaciones naturales de la población canaria en momentos y lugares de alta disponibilidad trófica, y no por la llegada de ejemplares europeos o africanos (Donázar *et al.*, 2002b). Los

jóvenes se concentran mayoritariamente en el centro de la isla, cerca de los dormitorios y de lugares de alimentación (comederos artificiales, corrales, vertederos), y apenas hacen desplazamientos a otras zonas. También se registran movimientos erráticos entre islas cercanas (Alegranza, Lanzarote, Lobos y Fuerteventura), aunque no deben ser muy habituales. Adquieren el plumaje adulto a los cinco años, y es frecuente la reproducción en el cuarto y quinto año (en la Península la primera reproducción no se registra por regla general hasta su séptimo u octavo año: J. A. Donázar, inédito).

AMENAZAS

A partir de los años 1950, entró en un pronunciado declive en la mayor parte de las islas. Para explicar dicha crisis poblacional se han sugerido un conjunto de factores relacionados con los radicales cambios registrados a partir de esas fechas en Canarias. Entre ellos se han citado: acelerada industrialización, amplio desarrollo turístico y modificación del hábitat, aumento de la población, reducción de la cabaña ganadera, empleo de pesticidas (principalmente y de una manera masiva en la lucha contra las plagas de *Schistocerca gregaria*), electrificación rural con tendidos de diseño peligroso para las aves, utilización de venenos y un largo etcétera (Martín *et al.*, 1990; Carrillo & Delgado, 1991; Palacios, 1999). Dos años de investigación de la Estación Biológica de Doñana (Palacios *et al.*, 2000a, b) han permitido conocer con precisión los principales peligros reales, algunos de los cuáles ya eran bien conocidos: accidentes en tendidos eléctricos, envenenamientos secundarios, plumbismo, molestias y reducción de los recursos. Las concentraciones invernales con cifras próximas al 95% del total de la población canaria, registradas en dormitorios comunales, son un aspecto adicional a tener en cuenta en relación a la tremenda vulnerabilidad de este taxón endémico, considerando las amenazas actuales y potenciales.

Accidentes en tendidos eléctricos. (1) Entre 2000 y 2002, y en un único tramo de 10 km de tendidos eléctricos de alta tensión, se han localizado 18 guirres muertos por electrocución, y uno más, por colisión. Esta amenaza se ve además acentuada al utilizar los soportes eléctricos como habituales dormitorios comunales. Estos accidentes han supuesto en los últimos años la desaparición directa de casi el 15% de toda la población. No se sabe si pueden existir otros puntos negros en Fuerteventura, lo que incrementaría aún más esta alarmante cifra. Un estudio realizado en 1993 (Lorenzo, 1995), localizó seis ejemplares muertos en otras dos líneas diferentes, de los que dos, habrían fallecido por colisión. El problema está en vías de resolución, pues Endesa, propietaria de las líneas, acepta reformar algunos de estos tramos, aunque la solución ideal sigue siendo su enterramiento. Otro accidente detectado es el de la rotura y posterior amputación de patas en individuos que duermen en torretas de alta tensión (siete ejemplares en un año, dos de ellos muertos por esta causa), provocado por enganches en los antivibradores de la línea de tierra (Gangoso & Palacios, en prensa).

Venenos. (1) En los últimos cuatro años se han localizado siete ejemplares muertos por envenenamientos ilegales, cinco de ellos adultos, tres de los cuales murieron en el propio nido. Los tóxicos detectados han sido aldicarb, metomilo y carbofuranos, pesticidas principalmente utilizados en el cultivo del tomate, e incluso estriocina. Estas sustancias están siendo colocadas indiscriminadamente por pastores y cazadores

en cebos dirigidos a *Corvus corax canariensis* y *Buteo buteo insularum*, a los que se acusa de matar cabritos, gazapos y polladas de *Alectoris barbara*. Si se tiene en cuenta el porcentaje elevado de la población canaria que se puede concentrar en una sola localidad durante el invierno, el veneno debe considerarse como una amenaza gravísima que bien podría ocasionar un episodio de mortandad masiva de la última población canaria en Fuerteventura.

Plumbismo. (2) Hasta el momento, el 11% de los ejemplares analizados ha mostrado niveles de plomo en la sangre superiores a las 200 ppb, que pueden ser considerados como intoxicación subclínica. En algunos casos, el exceso de este metal pesado puede provocar serios trastornos e incluso la muerte. El origen de esta contaminación procede de la ingestión de perdigones de caza, consumidos junto a las piezas cinegéticas (conejo, perdiz, paloma y tórtola) no recuperadas por los cazadores (Donázar *et al.*, 2002b).

Molestias y modificación del hábitat. (3) Se han detectado molestias cerca de los nidos, que en algunos casos han impedido la nidificación o han hecho malograr la puesta. Los más accesibles, en particular aquellos situados en el suelo, pueden ser presa fácil de depredadores (perros y gatos cimarrones), así como ser expoliados. A pesar de ello, el hábitat de Fuerteventura y Lanzarote no está todavía muy alterado, no habiendo sufrido la mayor parte de los territorios especiales cambios en los últimos años.

Reducción de los recursos tróficos. (3) El mantenimiento de una importante cabaña ganadera (cabra y oveja) en Fuerteventura, que en un gran porcentaje goza de un régimen de semilibertad, además de la versatilidad alimenticia del "guirre", parece garantizar unos mínimos tróficos suficientes para su mantenimiento. No ocurre lo mismo en Lanzarote, donde los rebaños son cada vez más escasos. En todo caso, el mantenimiento de una red de comederos artificiales ofrecería una fuente de alimento predecible, fundamental para garantizar la supervivencia de ejemplares jóvenes y subadultos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Destacan los siguientes estudios: censo de las aves rapaces del archipiélago canario (1988); estudios preliminares sobre la mortalidad de aves por tendidos eléctricos en las islas de Fuerteventura y Lanzarote (1995 y 1997); estudio sobre las "bases ecológicas para la conservación del Guirre (*Neophron percnopterus majorensis*) en Fuerteventura" (1999-2001); "Conservación del Alimoche Común o Guirre (*Neophron percnopterus*)" (2001-2002); Estudio sobre el impacto de las líneas eléctricas en la avifauna de Fuerteventura (2000).

Algunas medidas de interés llevadas a cabo son: creación (1998) y gestión de un comedero para aves carroñeras en la isla de Fuerteventura y modificación de un sector en tendido eléctrico de alta tensión utilizado como dormitorio por la especie (Unelco-Endesa) en 2002.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Redacción y aprobación de un Plan de Recuperación del Alimoche Canario (1).
- Estudio sobre el impacto de los tendidos eléctricos de UNELCO-ENDESA en el Alimoche Canario y otras especies

- protegidas. Localización de los principales puntos negros en Fuerteventura y Lanzarote (1).
- Eliminación del riesgo de accidentes en tendidos eléctricos de UNELCO-ENDESA mediante enterramiento y/o modificación de tramos peligrosos. Seguimiento posterior para analizar la efectividad de dichas medidas (1).
 - Eliminación del riesgo de envenenamientos con campañas de divulgación destinadas a ganaderos y cazadores. Control de perros y gatos asilvestrados (1).
 - Creación de una ZEPA que englobe el principal dormitorio y zona de alimentación de la especie en Fuerteventura (1).
 - Sustitución de los perdigones de plomo por materiales inertes. Campañas de divulgación entre cazadores y, eventualmente, subvención para la adopción de estos cambios (3).
 - Mantenimiento del comedero de Fuerteventura y creación de al menos otros dos más en las áreas norte y sur de la isla, así como en el norte de Lanzarote, de cara a facilitar la recolonización de zonas donde la especie se ha extinguido y reducir la mortalidad de jóvenes y subadultos (2).
 - Protección efectiva de las áreas de cría, dormitorios, y su entorno, evitándose la transformación del paisaje mediante infraestructuras y urbanizaciones, y restringiéndose el paso de personas en zonas muy sensibles, sobre todo en barrancos y acantilados marinos (2).
 - Creación de un “stock” de aves cautivas a partir de las actualmente existentes (un macho en Tenerife y cuatro hembras en Fuerteventura y Gran Canaria). Iniciación de un proyecto de cría en cautividad que permita la obtención de aves destinadas al reforzamiento de poblaciones y recolonización de otras islas (2).
 - Puesta en marcha de un programa específico de educación ambiental (2).

Buitre Negro *Aegypius monachus*

Vulnerable; VU C1

Autor: Juan José Sánchez Artés

El Buitre Negro en España ha experimentado una importante recuperación en las últimas décadas, alcanzando en 2001 unas 1.334 parejas. Sin embargo, en Andalucía, la tendencia es negativa, debido al envenenamiento de ejemplares, en especial de individuos adultos reproductores, lo que afecta directamente al número de parejas nidificantes y al éxito reproductor de importantes colonias. Además, la escasez cada vez más acusada de conejo, causada por enfermedades como la “neumonía hemorrágico-vírica” y la “mixomatosis”, en conjunción con la consideración de las carroñas como “materiales específicos de riesgo” que se deben retirar del campo por ser potenciales vectores de la encefalopatía espongiforme bovina (ver ficha de Quebrantahuesos para más información), hace prever para los próximos años un posible estancamiento en el crecimiento de sus poblaciones por disminución de la disponibilidad trófica. Sin lugar a dudas, el uso ilegal del veneno sigue siendo la amenaza más grave, con más de 450 ejemplares envenenados entre 1990 y 2000, la mortandad detectada permite inferir que entre un 10-13% de los adultos han podido sucumbir por esta causa. Al tratarse de una especie longeva (tres generaciones equivalen a casi medio siglo), mientras que la práctica del uso de veneno no esté en claro retroceso, es razonable predecir que la tendencia en las próximas tres generaciones bien pudiera comenzar un declive moderado superior al 10% (umbral mínimo para calificar como Vulnerable por el criterio C1).

DISTRIBUCIÓN

El Buitre Negro se distribuye por el sur del Paleártico desde la península Ibérica y Baleares en el suroeste de Europa, Macizo Central francés (Cévennes), noreste de Grecia, Ucrania (Crimea), países Transcaucásicos (Georgia, Armenia y Azerbaiyán), Rusia, Turquía, Irán, Afganistán, norte de la India, China, Mongolia y sur de Siberia. En invierno sus poblaciones orientales visitan Sudán, oriente de Paquistán y noreste de Corea (Cramp & Simmons, 1980; Del Hoyo *et al.*, 1994).

España. Distribuida por el cuadrante suroccidental y Baleares, actualmente la especie ocupa principalmente las sierras de Andújar, Hornachuelos, sierra norte de Sevilla y Sierra Pelada y Ribera del Aserrador en Andalucía. Sierra de Tramuntana en Baleares. El valle de Iruelas, Cerro Guisando, sierras de Quilamas, la Alberca, del Castillo, de Lagunilla, vertiente norte de la sierra de

Gata, serranía de Batuecas y Arca-Buitrera y vertiente norte de la sierra de Guadarrama en Castilla y León. Sierras de los Choritos, de los Canalizos, del Pocito, de Castillejo, de Alcuía y de los Guindos en Castilla-La Mancha, de las Corchuelas, y de San Pedro en Extremadura. Y por último, la vertiente sur de la sierra de Guadarrama (Alto Lozoya y encinares del río Alberche).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

En Europa la especie sufrió una importante regresión, hasta c.1970 extinguiéndose en gran parte del continente, siendo las causas principales la pérdida de hábitat, persecución directa, envenenamientos, molestias humanas y cambios estructurales de la gestión ganadera (estabulación). Su población y areal de distribución quedó relegada a la España peninsular y la isla de Mallorca,

en el oeste, y a los Balcanes, países transcaucásicos y península de Crimea en el este (Cramp & Simmons, 1980; Del Hoyo *et al.*, 1994; Tewes, 1996). En el conjunto de la parte europea de Rusia, Ucrania y países transcaucásicos (Georgia, Armenia y Azerbaiyán) se estima una población de 180-200 pp. (BirdLife International, 2000) y 21 pp. en Grecia (WWF Grecia, 2000) y entre 100-500 en Turquía (BirdLife International/EBCC, 2000). En Francia ha sido reintroducida recientemente, anidando en la actualidad 8 pp. en el Macizo Central (Cévennes). Con respecto a la población asiática se dispone de escasa información: 90 pp. en la República de Tyva (ex URSS) y 800 en Asia central, Turkmenistán, Uzbekistán, Kazakhsán, Kirgizia y Tajikistán (Galushin, 2001). En China se contabilizan al menos 1.760 pp. (Ye Xiao-ti, 1991).

España. Las primeras publicaciones científicas sobre la distribución, biología y estatus del Buitre Negro aparecieron en la década de los años sesenta ¹ (Bernis, 1966b; Suetens & Groenendael, 1966; Valverde, 1966; Garzón, 1968). En esta década se constata una reducción drástica del número de parejas en colonias bien conocidas, o a partir del testimonio de gentes de campo. El primer censo nacional fue realizado en 1973 (Hirald, 1974) estimándose una población de 190 pp. (aunque se omitieron algunas colonias existentes, por lo que la población real de aquél entonces debió ser superior), repartidas en 15 áreas de cría de las cuales cinco se encontraban en franca regresión, señalándose el estado crítico de la especie. En la década de los ochenta ², los estudios sobre el Buitre Negro se intensificaron y en 1986 se realiza un segundo censo nacional, coordinado por ICONA (González *et al.*, 1986) que dio como resultado un total de 365 pp. repartidas en 17 colonias. En esta ocasión se realizó una mejor cobertura y prospección de áreas conocidas o potenciales de nidificación y se detectaron los primeros indicios de recuperación. En 1989 se realiza el tercer censo nacional, coordinado por el ICONA (González, 1990), obteniéndose una estima de la población de 774 pp., distribuidas en 27 colonias o incipientes núcleos reproductores. Se observa que antiguas colonias abandonadas en la década anterior son recolonizadas con un incremento en el número de parejas del 112% (409 pp. más) respecto al censo anterior y nueve núcleos nuevos de cría (cerca de las colonias principales). En trece de las colonias había aumentado el número de parejas, cuatro mantenían su número y sólo una había disminuido. En 1993 se realiza otra estima nacional en base a los resultados de los censos realizados durante los años 1992 y 1993 por las diferentes CC.AA. (Sánchez, 1998), contabilizándose 1.027 pp., distribuidas en 33 colonias o pequeños núcleos de reproducción (11 no superaban las 6 pp.). Esta cifra supuso un incremento de c.33% (253 pp.) con respecto al censo nacional del 1989, con seis nuevos núcleos de reproducción. Según los datos aportados por las diferentes CC.AA. y ornitólogos que mantienen un seguimiento local de la especie, en el 2000 se estima la población española en 1.301 pp. y en el 2001 en 1.334 pp. Estas cifras apuntan a que la población de Buitre Negro, evoluciona favorablemente (desde 1984). No obstante, parte de la evolución positiva se debe sin duda a un mayor esfuerzo de prospección.

Andalucía. En 2001 cuenta con 171 pp. repartidas en cuatro colonias. En 2000 se contabilizaron 181 pp. Excepto la colonia de Sierra de Andújar (Jaén) las tres restantes han padecido serios problemas de conservación, principalmente a causa del envenenamiento de ejemplares, que han disminuido el número de parejas y su productividad (Sevilla y Córdoba) o ha afectado notable-

mente a su productividad y éxito reproductor (Huelva). Desde 1983 la tendencia particular de los diferentes emplazamientos ha sido la siguiente:

Huelva. Cuenta con la colonia de mayor importancia de Andalucía, ubicada en Sierra Pelada y Ribera del Aserrador. Este núcleo cuenta en 2001 con 81 pp. (ANDALUS y DPCMA en Huelva, 2002). En 1989 la colonia contaba con 69 pp. (González, 1990). En 1993 alcanza las 80 pp. (Sánchez, 1998; para más detalles ver boletines de ANDALUS). En los años noventa la evolución de esta colonia ha estado fuertemente condicionada por una gestión forestal agresiva, lo que ha condicionado la ocupación de plataformas y zonas de nidificación así como su evolución (Galán, *et al.*, 1996; Donázar *et al.*, en prensa). La negativa gestión forestal vino a unirse a la escasez de árboles adecuados para la cría, que también influye negativamente sobre el éxito reproductor (Galán, *et al.*, 2000a), y a los efectos que habían producido incendios forestales recurrentes (Galán, *et al.*, 1998). A partir de mediados de los noventa y 2000, la mortalidad de adultos reproductores a causa del veneno viene a agravar su situación (Galán, 2000b), situando en el 2000 (el éxito reproductor más bajo registrado desde que ANDALUS estudia esta colonia [18 años]) un total 84 pp. que regentan nido y 70 que inician la reproducción (ANDALUS y DPCMA en Huelva, 2002).

Sevilla. En 1989 se localizan en la sierra norte de Sevilla dos parejas. En 1994 la zona cuenta con cinco parejas llegando a las 22 en 1997 (Ostos, 1998). En abril de 1998 la colonia sufre un envenenamiento masivo de ejemplares encontrándose nidos vacíos o con adultos muertos en su interior. En los alrededores de la colonia y repartidos por diferentes fincas se localizan 14 cadáveres de Buitre Negro. Después de este episodio en 1998 tan sólo seis inician la reproducción en la sierra norte de Sevilla (Ostos, 2000.). Entre 1998 y 2000 la colonia experimenta un espectacular aumento de efectivos llegando a las 21 pp. Sin embargo, en el 2000 el éxito reproductor de la colonia es bajo. En el 2001, 19 pp. inician la reproducción, volando siete pollos por lo que se vuelve a señalar un éxito reproductor muy bajo (F. Ostos, com. pers.), cabe destacar que estos éxitos son, muy probablemente, los peores registrados en España desde la década de los setenta. A falta de una determinación del perfil reproductor de las actuales parejas de la colonia, parece ser que la causa principal de su bajo éxito reproductor es la incorporación de ejemplares subadultos a la población reproductora, debido al envenenamiento en 1998 de adultos reproductores.

Córdoba. Enclavada en el Parque Natural de Hornachuelos, en 1989 la colonia contaba con una población de 44 pp. (Torres-Esquivias & Arenas, 1994), 48 pp. en 1996 y 37 pp. en 1997 (R. Arenas, com. pers.). Sin embargo a partir 1999 la colonia experimentó un fuerte descenso a 22 pp. ese año, 18 en 2000 y 21 en 2001; todo indica que esta pérdida de efectivos es debida a una importante incidencia del veneno que podría haber tenido su foco en la provincia de Sevilla (R. Arenas, com. pers.). En 2002 se aprecian síntomas de recuperación alcanzando las 40 pp. pero el éxito reproductor se mantiene bajo.

Jaén. En esta provincia el Buitre Negro anida en un área aproximada de 7.000 ha de la Sierra de Andújar, contando en 2001 con 50 pp. (Godino *et al.*, 2001). En 2001 todas las parejas localizadas inician la reproducción, un hecho poco frecuente en el resto de colonias de la especie. Tanto en 1989 como en 1993 se estima su población en unas 23 pp. (González, 1990; Sánchez, 1998). A partir de 1999 la colonia es objeto de una mayor atención

y se contabilizan 42 pp. (M. A. Simón, com. pers.; Franco, 2000.). En el 2000 Jaén cuenta con 53 pp. (Godino *et al.*, 2001).

Castilla-La Mancha. Las colonias de Buitre Negro se ubican en la provincia de Ciudad Real ocupando las ZEPA: Umbría del Valle de Alcudia, Sierra de los Canalizos y Montes de Toledo. En 1989 la comunidad contaba con 196 pp., repartidas en siete colonias (González, 1990). En 1993 se contabilizaron 215 pp. (Sánchez, 1998). Los resultados de los últimos censos indican que tiende a la estabilidad, manteniendo un ligero aumento con 243 pp. en el 2000 (DGMN/JCLM, 2001) y 267 en el 2001 (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). La colonia más importante y conservada es la de Cabañeros, con unas 120 pp. en 2000 y 140 pp. en el 2001 (J. Jiménez, com. pers.). Al menos en los últimos dos años todas las colonias han obtenido un éxito reproductor alto.

Madrid. En el 2001 la población madrileña de Buitre Negro cuenta con 53 pp. repartidas en dos colonias y un pequeño núcleo de cría (una pareja en el Pardo) (SEO/BirdLife, 2001). Las colonias se ubican en la ZEPA "Alto Lozoya", y en la ZEPA "Encinares de los ríos Cofio y Alberche". Esta población ha experimentado un crecimiento constante desde 1973 a 2000, pasando de unas 6 pp. en un único emplazamiento conocido en 1973 a las 65 pp. en 2000, la cifra más alta registrada (SEO/BirdLife, 2000). La colonia más importante de esta Comunidad es la del Alto Lozoya que agrupa a más del 80% de la población (SEO/BirdLife, 2001).

Castilla y León. Contaba en el año 2000 con 231 pp. Su población se distribuye en siete colonias y 15 pequeños núcleos de reproducción por las sierras de Guadarrama, de Gredos, Peñas de Francia, Quilamas, fosa del río Alagón, y laderas del Rebollar (Soto-Largo & Oria, 2000). La especie está presente en las ZEPA: El Espinar, Pinar de Valsain, Cerro Guisando, Valle de Iruelas, Las Batuecas, Arca y Buitrera, y Quilamas. En los años setenta, en Castilla y León existían tan sólo 43 pp. repartidas en tres colonias (Soto-Largo & Oria, 2000), lo que demuestra que su evolución en los últimos 25 años ha sido muy positiva. En 1989 únicamente las colonias de la fosa del Alagón (Las Batuecas y Arca Buitrera) experimentaron una disminución pasando de las 27 pp. en 1993 (Sánchez, 1998) a diez en la actualidad (Soto-Largo & Oria, 2000). Desde 1993 la tendencia en las diferentes provincias ha sido la siguiente:

Segovia. En 1989 se contabilizan 16 pp., considerándose su población como una única colonia (González, 1990). En 1993 la provincia cuenta con 38 pp. En el 2000 se localizan 67 pp. repartidas en dos colonias, Guadarrama y pinares de Navafria (Soto-Largo & Oria, 2000).

Ávila. En 1989 la provincia contaba con una única colonia, Iruelas, albergando 52 pp. (González, 1990). En 1993 la colonia ya alcanza las 80 pp. (Sánchez, 1998). En 2000 la colonia llega a las 116 pp., consolidándose con 5 pp. una segunda zona de nidificación en la vertiente norte de Gredos (Soto-Largo & Oria, 2000).

Salamanca. La provincia cuenta en 1989 con 20 pp. reproductoras repartidas en cuatro colonias (González, 1990), alcanzando en 1993 las 35 pp. (Sánchez, 1998) y en el 2000 43 pp. que se reparten en tres colonias y puntos de reproducción por las sierras de Quilamas y Peñas de Francia, fosa del Alagón y laderas del Rebollar (Soto-Largo & Oria, 2000).

Extremadura. Con 573 pp. en el 2000 y 604 pp. en el 2001, los efectivos extremeños se reparten en nueve colonias extendiéndose por las ZEPA de la sierra de San Pedro, Tajo Internacional, Monfragüe, sierra de Hornachos, embalse de Orellana y sierra de la Pela, Llanos de Cáceres y sierra de

Fuentes, la Serena y sierra de Tiros; además, las LIC de las Hurdes, Granadilla, Gata, Villuercas e Ibore y la Reserva Regional de Caza de Cíjara (Gil, 2001; A. Rodríguez, com. pers.). Esta comunidad alberga la población más importante de Buitre Negro de España y la más conservada en toda su área de distribución mundial (González, 1990; Sánchez, 1998). Destacan por su importancia y evolución la colonia de Monfragüe, con 228 pp. y la de sierra de San Pedro, con 220 pp. en 2001 (Gil 2001; A. Rodríguez, com. pers.). Por su importancia en efectivos y su alta productividad la evolución de la población extremeña ha marcado la evolución positiva de la especie en España. En el periodo de 1989 a 1993 en Extremadura volaron 1.731 pollos, de los cuales 1.057 fueron de la colonia de Monfragüe (Sánchez & Rodríguez, 1993).

Islas Baleares. Con 8 pp. en 2001 Mallorca alberga la última población insular de la especie en el mundo que ocupa la sierra de Tramuntana comprendiendo las ZEPA Costa Brava de Mallorca y Sa Costera (Tewes *et al.*, 2002). En los últimos 20 años la evolución de esta población ha estado marcada por las medidas adoptadas para su conservación. En 1982 Mallorca contaba ya tan sólo con 20 ejemplares y 4 pp. (volando ese año dos pollos). Por este motivo el Govern de les Illes Balears inició un programa de conservación que contó con ayuda internacional y desde 1983 a 1992 la población insular se reforzó con aves procedentes de centros de recuperación y la cría en cautividad, hasta superar los 50 individuos (Tewes & Mayol, 1993). A partir de entonces la población ha aumentado lentamente hasta alcanzar unos 80 ejemplares y 8 pp. en 2001. Desde 1991 a 2000 esta colonia se ha caracterizado por una productividad baja.

ECOLOGÍA

Se trata de una especie longeva que puede llegar a los 35-40 años o más, alcanzando la madurez sexual con cuatro años (Tewes, 1996). La pareja una vez formada permanece unida. La hembra pone un solo huevo al año y los dos individuos de la pareja comparten las labores de la cría, como la incubación, la defensa del nido y el cuidado del pollo. Construye sus nidos sobre árboles ubicados entre los 200 y 1.600 m.s.n.m. Nidifica en bosques mediterráneos de alcornoques y encinas, bosques alpinos y subalpinos de coníferas (*Pinus sylvestris* y *P. nigra*), bosques mediterráneos montañosos de coníferas (*P. pinaster*), dehesas y en los acantilados con vegetación de las costas mediterráneas (*P. halepensis*). Igualmente se le puede encontrar criando sobre otras especies de porte arbóreo. De manera excepcional anida en el suelo. La especie cría en núcleos de reproducción más o menos dispersos llegando a constituir colonias. La de mayor tamaño está en Extremadura, Monfragüe, con 228 pp. La dieta es variada aprovechando carroñas de ovinos, caprinos, bovinos, equinos, lagomorfos y de caza mayor (Valverde, 1966; Hiraldo, 1976, 1977), aunque preferentemente consume ovejas, cabras y conejos (Hiraldo, 1976). Su hábitat de alimentación es preferentemente el monte bajo, pastizales y dehesas (Hiraldo, 1977). El ciclo reproductor se inicia en enero con la realización de vuelos nupciales y la construcción o mejora de los nidos. En febrero-marzo hacen una sola puesta de un único huevo que incuban entre 50 y 55 días. El pollo nace generalmente en abril-mayo y permanece en el nido alrededor de 120 días (Tewes, 1996). Ya volando, el pollo puede frecuentar el nido hasta finales de noviembre.

AMENAZAS

Molestias derivadas de la actividad humana. (2) Como ave forestal que anida en llamativas plataformas construidas sobre las copas de los árboles, en ocasiones a muy baja altura sobre el suelo, y con un periodo reproductor muy prolongado, el Buitre Negro es sensible a las molestias que sufren sus hábitats, como tránsito de excursionistas, apertura de carreteras, pistas y cortafuegos, tallas de arbolado, incendios forestales, etc.

Disminución de recursos tróficos procedentes de muladares y ganadería extensiva. (2) A raíz de normativa reciente para prevenir las encefalopatías espongiiformes de transmisión (véase apartado relevante en la ficha de Quebrantahuesos, este volumen). Hasta el momento, no parece haberse manifestado claramente en el conjunto del Estado español que las restricciones en materia de eliminación de MER supongan una amenaza inmediata para el Buitre Negro y otras especies de aves carroñeras (A. Camiña, com. pers.), habiéndose acondicionado en algunas CC.AA. algunos muladares. Sin embargo, hasta el momento, no hay iniciativas coordinadas (muy necesarias) para diseñar una red estratégica de muladares que garantice la disponibilidad de recursos tróficos a largo plazo para las aves carroñeras amenazadas (p.ej., Alimoche, Buitre Leonado, Quebrantahuesos y Milano Real y Negro). Además, es necesario señalar que por las características particulares de la ecología alimentaria del Buitre Negro (menos dependencia de muladares y tipo de ganadería que selecciona: véase Ecología), no apunta a que realmente la especie se pueda ver amenazada por el control de despojos y eliminación de cadáveres de la ganadería intensiva. Sin embargo, una mayor amenaza podría tener la retirada sistemática que se está realizando de cadáveres del campo (procedentes de la ganadería extensiva), medida que aunque en la actualidad viene desarrollándose de forma desigual, es susceptible de intensificarse en cumplimiento de la normativa al respecto, afectando justamente a la fuente de alimentación más importante para la especie.

Veneno. (1) durante los últimos años, una práctica prohibida en toda la Unión Europea constituye la mayor amenaza para la especie: la colocación de cebos envenenados para el exterminio de predadores en terrenos dedicados a la caza menor. Entre 1990 y el 2002 se han encontrado más de 454 ejemplares envenenados. Sólo en el 2000 se recuperaron 39 ejemplares, siendo la mayoría adultos reproductores. Sin embargo, según se ha constatado en el seguimiento del Quebrantahuesos y del Águila Imperial, sólo se recupera entre el 8% y el 10% de las bajas que se producen por veneno y gracias a que la mayoría de los ejemplares encontrados estaban radio marcados (Hernández, en prensa). Por tanto, las cifras de buitres negros envenenados únicamente en 2000 podrían alcanzar los 350 adultos, representando aproximadamente el 13% de su población reproductora. Por otro lado, como se ha mencionado anteriormente, son las colonias de Andalucía (sierra norte de Sevilla, Hornachuelos, Sierra Pelada y Ribera del Aserrador) donde más incidencia han tenido los envenenamientos de su población, afectándolas no sólo numéricamente sino también en sus índices de productividad, éxito reproductor y número de parejas nidificantes. La mortalidad de buitres negros por veneno se ha registrado en toda su área de distribución y es factible que todas sus colonias estén siendo afectadas en mayor o menor medida. La problemática del uso de cebos envenenados es compleja, principalmente ligada a la gestión cinegética, y su resolución será a medio o largo plazo, dependiendo del mayor o menor interés por atajarlo de las autoridades competentes. Es difícil predecir a largo

plazo en qué medida esta amenaza, en conjunción con otras como puede ser una posible disminución de la disponibilidad de alimento, puede condicionar el futuro de la población española de Buitre Negro.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La paulatina recuperación del Buitre Negro, principalmente en la década de los ochenta, fue posible gracias a las medidas de conservación que tanto administraciones como entidades de carácter social aplicaron sobre la especie.

Medidas legales. A partir de 1966 se promulgaron diferentes decretos sustentados por la Ley de Caza de 1970 encaminados a la protección de la naturaleza, al control del uso de veneno y a la penalización de la caza de animales protegidos. La prohibición del uso de veneno de 1983 fue un hito en la conservación de esta especie.

Protección de hábitat. La protección del hábitat de nidificación y su entorno inmediato es uno de los factores claves en la recuperación y conservación de la especie. Actualmente algo más del 87% de la población de Buitre Negro se encuentran dentro de ZEPA y el 47% dentro de parques naturales (Sánchez, 1998). La ejecución de planes de uso y gestión de los recursos naturales contemplando las necesidades biológicas de la especie, han favorecido notablemente el éxito reproductor y la consolidación de colonias.

Campañas de educación. Repetidas campañas de sensibilización y educación ambiental desarrolladas en las distintas CC.AA. han transmitido a la sociedad, y en especial a las poblaciones próximas a las colonias de Buitre Negro, la importancia de la especie y de su conservación. Estas actividades educativas se dirigen a reducir las molestias humanas en las colonias, cualificar a los funcionarios implicados en su protección, comprometer a los propietarios de fincas en las que está la especie presente y erradicar el uso de veneno. Sin embargo el esfuerzo es aún insuficiente.

Creación de comederos y muladares. Desde los años setenta varias colonias recibieron aportes de carroñas, sobre todo en la época de reproducción. Esta actividad fue de gran importancia no sólo por el hecho de la aportación de comida en sí, sino también, por la disminución del riesgo de envenenamiento de los buitres durante los años que ésta era, al igual que en la actualidad, una de las principales causa de mortandad. Actualmente, y como consecuencia de la reducción de la disponibilidad natural de alimento, diferentes administraciones están poniendo en marcha redes de comederos y/o muladares especialmente dirigidos a aves necrófagas (aunque la medida carece hasta el momento de una visión coordinada entre las autoridades competentes a nivel estatal y autonómico, que permita un diseño apropiado de la red de muladares, en cuanto a localización geográfica, características y adecuado manejo).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Veneno. (1) Es necesario mantener e incrementar las actividades y acciones encaminadas a eliminar o mitigar esta amenaza. Aunque se cuentan con algunas líneas de actuación concretas, como son el aumento de la acción inspectora de las autoridades, las denuncias e iniciativas de sensibilización social, entre otras, la lucha

contra el veneno requiere de una estrategia nacional capaz de apoyar las iniciativas públicas y privadas con el objetivo de actuar con perseverancia y eficacia en cada Comunidad Autónoma afectada.

Protección del hábitat y colonias. (2) Todas las colonias deberían ser designadas como ZEPA y ser incluidas en áreas protegidas, elaborándose planes de gestión y ordenamiento de los recursos naturales, que aseguren la reducción de molestias (como talas y trabajos forestales en época de cría) y garanticen las condiciones óptimas para la conservación de la especie. Por poner un ejemplo, la colonia de sierra de Andujar, Jaén (c.7.000 ha) (M. A. Simón, com. pers.) siendo Parque Natural no está designada como ZEPA. La apertura de pistas forestales, franjas de protección y cortafuegos contra incendios que puedan afectar a las colonias, deben tener muy en cuenta las posibles molestias y problemas que pueden ocasionar en éstas.

Muladares y lugares de alimentación natural y suplementaria (1). La alimentación asistida de aves necrófagas con cadáveres de animales provenientes de la ganadería se ha llevado a cabo tradicionalmente en un marco de tolerancia debido al vacío legal existente. La aparición de las encefalopatías espongiiformes tuvo como efecto colateral la prohibición de continuar con esa actividad. Sin embargo, la reciente publicación del Reglamento comunitario 1774/2002, de tres de octubre, por el que se establecen las normas sanitarias aplicables a los subproductos animales no destinados al consumo humano y del Real Decreto 1098/2002, de 25 de octubre, por el que se regula la alimentación de aves rapaces necrófagas con determinados animales muertos y sus productos permite la instauración de un régimen normativo que de cobertura a esta práctica. No obstante, habrá que esperar al desarrollo del Real Decreto que hagan las CC.AA. para la superación de las indeterminaciones contenidas en la norma. La aplicación local de la normativa debería ser el punto de partida fundamental para el diseño de una red estratégica de puntos de alimentación suplementaria (muladares, aportes ocasionales, etc.) estableciendo unas excepciones puntuales en la Normativa estatal que permita realmente la operatividad y viabilidad del manteni-

miento y desarrollo de estos muladares y/o comederos. Para más detalles, véanse apartados relevantes en los textos de Milano Real y Quebrantahuesos.

Seguimiento (1). La gravedad de algunas amenazas hace necesario que se haga un seguimiento exhaustivo (anual) de la población de buitre negro y de parámetros reproductores que ayude a complementar la visión de la situación de conservación de la especie. Así pues, en relación al veneno es imprescindible que las autoridades competentes hagan un considerable esfuerzo en el seguimiento de los parámetros reproductivos de la especie. En algunas colonias castigadas por el uso de veneno se ha constatado una rápida sustitución de los ejemplares o parejas reproductoras desaparecidas por nuevos animales adultos o subadultos que se incorporan a la población reproductora. Detectar estos cambios en la estructura de edad de las parejas reproductoras de una colonia es de gran importancia. Si, por ejemplo, el número de parejas se mantuviera estable y no se detectaran estas sustituciones, el posible aumento de la tasa de mortalidad de adultos reproductores pasaría desapercibido. Por tanto, es entonces vital determinar los valores de productividad y de éxito reproductor de las colonias dado que serán éstos los únicos parámetros indicativos del estado de conservación y grado de amenaza que realmente tienen.

Hasta el momento, el seguimiento mixto entre la administración y las ONG ha demostrado ser el más efectivo. El seguimiento requiere un esfuerzo de coordinación y estandarización de los métodos de seguimiento, con el fin de que los resultados puedan utilizarse de forma comparativa para extraer conclusiones que puedan orientar actuaciones de conservación.

Notas: ¹ En esta década aparecen otros trabajos con información concreta sobre la situación del Buitre Negro en la península Ibérica y las islas Baleares: Garzón (1974); Garzón (1977b); Mayol (1977a, b); ² Destacan los trabajos de: Torres *et al.*, (1980); Hiraldo *et al.*, (1983); Meyburg *et al.*, (1984); González, *et al.*, (1984) y Romero (1985).

Aguilucho Cenizo

Circus pygargus

Vulnerable; VU C1

Autores: Beatriz Arroyo y Jesús T. García

No existen datos fiables para evaluar las tendencias poblacionales del Aguilucho Cenizo, pero los datos existentes de los seguimientos recientes, junto con la pérdida de calidad del hábitat por cambios en los usos tradicionales del agro, sugieren que la especie declinará alarmantemente en pocos años. Las predicciones de la evolución de la Política Agraria Común, son pesimistas sobre el futuro de esta especie de aguilucho, a no ser que se mantengan y optimicen las medidas de conservación actuales. El Aguilucho Cenizo califica como Vulnerable debido a la desventaja que le confiere la nidificación en cereal, que conlleva en muchas zonas la pérdida de una proporción no sostenible de pollos debido a la mecanización de la cosecha -en la ausencia de medidas de conservación-.

DISTRIBUCIÓN Y POBLACIÓN

El Aguilucho Cenizo se distribuye por el Paleártico, concentrando la mayor parte de la población nidificante europea en Rusia

(Tucker & Heath 1994), aunque las cifras para este país son poco fiables, y no existen datos cuantitativos de las tendencias. En el resto de Europa, aparece principalmente en Francia (2.500-5.000 pp.) y la península Ibérica (4.000-5.000 pp., Tucker & Heath 1994;

Ferrero, 1995; Salamolard *et al.*, 1999, Palma *et al.*, 1999). Existen poblaciones relativamente numerosas en Polonia, y poblaciones dispersas y poco numerosas en casi todos los países de Europa por debajo del meridiano 60, excepto en la zona balcánica y alpina (Tucker & Heath, 1994; WWGBP, 1993-94). Aparentemente, es también abundante en Turquía y en las estepas asiáticas rusas, aunque la información de estos países es muy escasa (Arroyo & Castaño, 1997). En conjunto, la población europea se ha estimado entre 30.000-60.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000), aunque este dato es poco fiable debido al desconocimiento real del número de efectivos rusos.

España. En España aparece como nidificante en casi todo el territorio nacional, pero es muy raro en la vertiente atlántica de la cordillera Cantábrica y relativamente escaso en el sector sureste de la Península (Arroyo & Castaño 1997). Es raro en zonas montañosas a más de 1.200 m.s.n.m. La distribución está determinada por la disponibilidad de hábitat para la nidificación. La especie nidifica normalmente en cultivos de cereal, principalmente trigo y cebada. En algunos sitios ocupa terrenos de vegetación natural (brezales, coscojares, jarales, prados de montaña, humedales), sobre todo en áreas más o menos montañosas del norte y en zonas costeras (Arroyo & Castaño, 1997).

La población nidificante en España se estimó en 1994 en 3.647-4.632 pp., reproduciéndose en las 15 CC.AA. peninsulares (Ferrero, 1995). No existen estimas recientes del tamaño de población a nivel nacional. Es extremadamente difícil evaluar los cambios poblacionales en los últimos años, puesto que no existen estimas fiables del tamaño de la población en el pasado (Arroyo & Pinilla, 1996; Arroyo & Castaño, 1997). En estudios detallados realizados en los últimos años en varias localidades, se observa que la especie sufre grandes fluctuaciones anuales a nivel local, pero éstas no son sincronas en todas las regiones de España (Campaña Nacional, García & Arroyo, 2002). Existe, pues, la posibilidad de que los efectivos se desplacen entre zonas de un año a otro, lo que hace más difícil la evaluación de las tendencias dada la ausencia de datos regulares obtenidos simultáneamente a gran escala.

A pesar de la falta de datos cuantitativos fiables sobre las tendencias poblacionales, existen suficientes datos para deducir que la tendencia de la población sería alarmante en la ausencia de medidas de conservación (Arroyo *et al.*, 2002). Estos datos están basados en simulaciones de la dinámica poblacional en función de la supervivencia adulta (conocida a través de marcas alares) y la productividad observada en zonas agrícolas de la península Ibérica y Francia. Datos semejantes se han obtenido para otro país, Holanda (Koks *et al.*, 2002).

Andalucía. La población actual se estima en 1.366-1.505 pp, y se especula sobre una rápida disminución por el elevado número de nidos malogrados todos los años durante la cosecha de las zonas cerealistas (hábitat predominante en Andalucía) y el bajo éxito reproductor observado (Máñez & Fernández-Parreño, 2001). Esta tendencia no se refleja adecuadamente al comparar datos más recientes (arriba) con los correspondientes al censo de 1995 (Ferrero, 1995). En cualquier caso, la precisión de los datos probablemente no permite este tipo de comparaciones.

Cantabria. Se han estimado entre 15-20 pp. en 1994-1995 (Román, 1995; Ferrero, 1996) y se considera "probablemente estable" (Herrero, 2002).

Castilla y León. Alberga la mayor población reproductora de la Península (en las campiñas y páramos de la cuenca del Duero), encontrándose los mayores núcleos en las comarcas cerealistas

del interior, como Tierra de Campos, Tierra de Medina y La Moraña (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). En 1995, se estima una población de 834-1.194 pp. (Ferrero, 1995). Estas cifras pudieron infravalorar la población de las provincias de León, Salamanca y Zamora, y estimas más recientes rondan las 1.200-1.500 pp. (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999), aunque la abundancia fluctuante de topillos en esta región añade también incertidumbre sobre la fiabilidad de las estimas realizadas en un sólo año.

Castilla-La Mancha. En esta comunidad no existe un censo general de la especie. Información dispersa en algunas zonas pasa de estimas de 400-500 pp. a principios de los noventa, a 140-310 en 1999 (Castaño, 1995; CAMA-Castilla-La Mancha, 2002), lo que sugiere un posible descenso poblacional, o un cambio de distribución de la especie).

Cataluña. Ha sufrido fuertes declives en los años ochenta (Muntaner *et al.*, 1983; Pomarol *et al.*, 1995), seguido de una recuperación en los noventa (tras la puesta en marcha de medidas intensivas de conservación). En el Nuevo Atlas de Cataluña (J. Estrada/ICO *in litt.*) se estima una población reproductora de 60-90 pp. entre los años 1996-2001, con una tendencia muy favorable (el número de nuevas cuadrículas ocupadas es superior al 30%).

Extremadura. En 1993, un censo parcial obtiene un total para la comunidad de más de 500 pp. (360-378 pp. en Badajoz y 168-196 en Cáceres), y en conjunto se estiman 800-1.100 pp. (Calderón *et al.*, 1995; Ferrero, 1995). En 2001 otro censo parcial (cubriendo el 50% de la superficie total de Extremadura pero abarcando las mejores zonas aguilucheras) obtuvo 633-645 pp. (FOTEX, 2001). En la comarca de La Serena, en un seguimiento entre 1996-2000 no se aprecian cambios importantes en el número de parejas, que varían entre c.80-100 pp. (Gómez, 2001).

Galicia. Presente en baja densidad en las cuatro provincias. En conjunto se han estimado entre 100-150 pp. (Ferrero, 1996), aunque la mayoría se encuentran en la provincia de Lugo (Vázquez, 1995).

Madrid. Parece mantenerse más o menos estable entre 1988-1998 (Fernández-García *et al.*, 1989; Hernández & Fernández, 1995; Arroyo & García, 1999). Conteos parciales en las mejores zonas arrojan estimas entre 100-140 pp., aunque puede que esta cifra esté subestimada. En 1998 el número de parejas estuvo comprendido entre 107-130 pp. (SEO/BirdLife, 1999).

Murcia. Distribuido casi de manera uniforme por toda la región. Es característico de la población murciana la selección de ramblas con abundante carrizo a la hora de situar el lugar de nidificación (Hernández, *et al.*, 1987). Se han estimado unas 35 pp. en 1995 (Ferrero, 1995).

Navarra. La población se ha estimado en 65-70 pp. en 1991 (Elósegui *et al.*, 1995). Se ha descrito la población como en probable declive (J. J. Iribarren & A. Rodríguez Arbeloa, *in litt.*), aunque no se disponen de datos cuantitativos que lo documenten.

La Rioja. Población nidificante de unas 65-75 pp., dispersas por cultivos cerealistas de toda la región (Gámez *et al.*, 1999).

País Vasco. En 1994 se estimaron 38 pp. (Rodríguez & Arambarri, 1995).

Comunidad Valenciana. Se distribuye en dos núcleos muy separados entre sí: uno en el sur de la provincia de Alicante (junto a la de Murcia) y otro en la parte centro de la provincia de Castellón, donde cría fundamentalmente en vegetación natural y donde se ha observado un notable aumento (Jiménez & Surroca, 1995) con una estima de medio centenar de parejas en 1994 (Bort *et al.*, 1995). En Alicante en ese mismo año estos autores señalan entre

10-15 pp., y en Valencia, se han señalado muy pocas parejas en el Marjal del Moro en las últimas décadas (Yuste, 2001).

ECOLOGÍA

El Aguilucho Cenizo es un migrador transahariano obligado. Los efectivos de la península Ibérica y del oeste de Europa en general invernan en el oeste africano (Arroyo *et al.*, 1995, García & Arroyo 1998). Aparece en la Península a finales de marzo o principios de abril. Las puestas ocurren entre finales de abril (zonas meridionales) y mediados de mayo (zonas septentrionales). La incubación dura unos 30 días, los primeros vuelos de los pollos tienen lugar 32 días tras la eclosión, y los pollos son dependientes de los padres durante unas tres semanas después de los primeros vuelos (Arroyo, 2002). Los individuos desaparecen de las zonas de cría hacia mediados de julio, cuando comienzan a observarse cruzando el estrecho de Gibraltar (García & Fernández-Cruz 2000), aunque el pico de emigración en el Estrecho es a finales de agosto-principios de septiembre (Finlayson 1992). Entre el abandono de las zonas de cría y su paso hacia los cuarteles de invernada se dispersan por la Península, aparentemente en zonas húmedas (datos propios de marcas alares).

La especie cría fundamentalmente en cultivos de cereal en la península Ibérica (Ferrero, 1995). Los nidos se construyen en el suelo, lo que hace a la especie particularmente vulnerable a pérdidas de huevos o pollos en el momento de la cosecha, debido a mortalidad por mecanización o a la predación. Si la puesta se pierde por predación u otras causas, pueden existir puestas de reposición, particularmente si el fracaso reproductor ocurre relativamente pronto durante el ciclo reproductor. No obstante, las puestas de reposición no son frecuentes si el fracaso ocurre más tarde y, en cualquier caso, el éxito reproductor de las puestas de reposición es bastante bajo, fundamentalmente porque las puestas tardías (tanto en primeras como en segundas puestas) suelen tener un éxito reproductor bajo (Arroyo, 1995; Castaño, 1997).

La especie es colonial, y por tanto la distribución espacial es muy irregular, apareciendo en grandes densidades en ciertas zonas, y pudiendo estar ausente de otras con condiciones en principio adecuadas para la reproducción (Arroyo 1995).

La dieta de los aguiluchos cenizos incluye un amplio abanico de presas, pero se “especializan” localmente en ciertos tipos de presas (Arroyo 1997). Los micromamíferos son muy importantes en las zonas en las que pueden formar plagas, como el centro-norte de Europa o Castilla y León en ciertos años. En el resto de la Península, los passeriformes son particularmente importantes en el centro y este (Sánchez & Calvo 1998), los insectos en el sur, sobre todo en Extremadura y el sur de Portugal (Hiraldo *et al.*, 1975, Corbacho *et al.*, 1995, Franco *et al.*, 1998), y los lagomorfos en zonas donde éstos son muy abundantes, como ciertas zonas de Madrid o Castilla-La Mancha (Castaño, 1995; Arroyo, 1997; García & Arroyo, en revisión). Globalmente, la abundancia de alimento es determinante para la especie a lo largo del ciclo anual. La densidad de reproductores en una zona determinada depende estrechamente de la cantidad de alimento en el momento de la llegada de los cuarteles de invernada, sobre todo en zonas donde la abundancia de alimento fluctúa enormemente de un año a otro (Salamolard *et al.*, 2000, Koks *et al.*, 2002). Igualmente, el éxito reproductor depende de la cantidad de alimento durante el verano (Arroyo, 1998; Corbacho & Sánchez, 2000; Salamolard *et al.*, 2000; Millon *et al.*, 2002; Koks *et al.*, 2002). La madurez sexual se

alcanza al año de edad en el caso de las hembras y a los dos en el caso de los machos, aunque la mayoría de las hembras no empiezan a criar hasta los dos años de edad, y los machos de media a los tres años de edad (Arroyo, 2002). La probabilidad de que los individuos jóvenes críen depende de la cantidad de alimento: en años/zonas de poca comida, sólo los individuos adultos crían (Arroyo *et al.*, en revisión). Finalmente, existen indicaciones de que la supervivencia durante el invierno depende también de la comida en invierno: la supervivencia anual de los adultos parece particularmente baja en años en los que no hay langosta (*Locusta migratoria*) en las zonas de invernada del oeste de África (Bretagnolle & Leroux, datos no publicados).

Existe una gran dispersión natal (los pollos nacidos en una zona tienden a dispersarse (Arroyo, 2002; Arroyo & Bretagnolle, 2000). No obstante, en al menos algunas zonas, la proporción de individuos que vuelve a criar depende también de la cantidad de alimento, siendo mayor para los pollos nacidos en años de mayor abundancia alimento (Arroyo, 2002). En cambio, una vez elegido el sitio de la primera reproducción, los individuos tienden a volver a la zona general de cría (aunque no necesariamente al sitio exacto). Se han observado individuos marcados como reproductores en zonas distantes varios cientos de kilómetros, y hay intercambios probados entre Alemania y Holanda, España y Francia, oeste de Francia y este de Francia (datos inéditos, varios autores). Todo ello indica que nos encontramos con poblaciones mezcladas entre zonas, e incluso que las poblaciones españolas están potencialmente mezcladas con las francesas y las portuguesas. Las recolonizaciones son posibles, pero al mismo tiempo zonas en las que la productividad sea muy baja pueden estar funcionando como sumideros de la población a mayor escala.

AMENAZAS

Los principales problemas de conservación que afectan actualmente a la especie son:

- Solapamiento de la recolección del cereal con el periodo reproductor en muchas zonas, lo que disminuye la productividad de la especie a través de la destrucción de huevos y pollos (1).
- Caza furtiva (problema fundamentalmente local, pero que afecta directamente a la supervivencia de los reproductores y tiene un efecto inmediato en la población) (3).
- Cambio de técnicas agrícolas (monocultivos, mayor utilización de pesticidas), que afecta indirectamente por la disminución de la disponibilidad de alimento (ortópteros, micromamíferos y passeriformes)(1).
- De forma secundaria, la alteración del hábitat puede llegar a suponer un problema importante en el futuro, disminuyendo la disponibilidad de zonas de nidificación (tanto por la roturación de zonas naturales como por el cambio de cultivos: de cereales a regadío o girasol) (2).
- Finalmente, es de señalar que no se conoce la problemática que pueda sufrir la especie en los cuarteles de invernada (tanto factores que afecten a la supervivencia de adultos o a la mortalidad de juveniles en su primer invierno), pero éstos podrían constituir un factor limitante en la dinámica poblacional de la especie (?).

Mecanización de los cultivos. El problema de la mortalidad por la mecanización de la cosecha se ha acentuado en años re-

cientes debido a la intensificación de la agricultura y al uso cada vez más corriente de variedades tempranas de cereal, lo que permite acelerar la cosecha cada vez más. Este problema es particularmente importante en la Península, excepto en zonas favorecidas (Arroyo, 1996). El impacto de la cosecha en la península Ibérica varía mucho de una zona a otra y de un año a otro en la misma zona (García & Arroyo, 2002; Guzmán Piña, 2002), en función de la fecha de llegada/puesta de los aguiluchos, la variedad de cereal más abundante en la zona, y la meteorología. No obstante, en la campaña Nacional se ha estimado recientemente (1999-2000) que el 60% de los pollos en zonas cerealistas no han volado aún en el momento de la cosecha. Una reducción del 60% de la productividad normal provocaría un declive no sostenible de las poblaciones (Arroyo *et al.*, in press).

Caza furtiva. Problema particularmente importante en zonas donde la caza menor es abundante, lo que crea conflictos. En Castilla-La Mancha la persecución de adultos y destrucción de nidos durante la reproducción es aparentemente bastante marcada, al menos localmente (Castaño 1995). Asimismo, existen bastantes recuperaciones de jóvenes por tiro en varias zonas de España.

Intensificación de la agricultura. Como se ha especificado más arriba, la abundancia de alimento es fundamental para la reproducción de la especie. Existen suficientes datos para afirmar que los cambios agrícolas se han visto reflejados en una disminución importante de la abundancia de micromamíferos, insectos o paseriformes en otras zonas de Europa (Potts, 1991; Delattre *et al.*, 1992; Tucker & Heath, 1994; Pain & Pienkowski, 1997). No existen datos cuantitativos para la península Ibérica, pero es lógico suponer que el efecto sea el mismo. A medio plazo esto podría suponer un factor limitante importante para la especie.

Alteraciones del hábitat. Puesto que esta especie depende de forma estrecha del hábitat agrícola, y necesita vegetación seca de al menos 50 cm de altura para instalar los nidos, cambios a gran escala en la PAC pueden disminuir la disponibilidad de zonas de nidificación (ej. si hay una política de cambio de cereales a regadío o girasol). No obstante, el colonialismo de la especie hace que este cambio tenga que ser muy drástico para que provoque repercusiones importantes en el tamaño poblacional de la especie a escala nacional. Puede, no obstante, cambiar de forma importante la distribución de la especie a corto plazo.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

— La mayor parte de las CC.AA. realizan medidas de conservación encaminadas al salvamento de pollos y nidos en el mo-

mento de la cosecha (Pomarol *et al.*, 1995, Corbacho & Sanchez 1999, GREFA 1998 y 1999, FOTEX, 2001).

- En algunas de las CC.AA., como en Cataluña y en Extremadura, existen también programas de cría en cautividad y suelta posterior por *backing* de los pollos (Pomarol 1994, Amar *et al.*, 2000).
- En algunas provincias, como en Jaén, se ha comenzado a valorar opciones alternativas de manejo y conservación de los aguiluchos. La medida puesta en marcha es la del retraso de la cosecha de cereal en grandes áreas agrícolas y la contratación de un seguro de la cosecha para los propietarios (para compensar posibles pérdidas asociadas al retraso de la cosecha). La medida parece dar excelentes resultados (elimina cualquier pérdida asociada a la recolección del cereal) con un bajo coste económico y humano.
- Campaña nacional de estudio y conservación del Aguilucho Cenizo (desde el año 1998). Tiene como objetivo principal recopilar datos a gran escala geográfica sobre el estado de las poblaciones de aguilucho cenizo y aguilucho pálido en cuanto a la incidencia de la cosecha, productividad, fenología de la recolección, etc. Actualmente se encarga de la coordinación la asociación AMUS (Acción por el Mundo Salvaje, Badajoz).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Continuación de las medidas de salvamento de pollos en zonas de riesgo a corto-medio plazo (1).
- Creación de “redes” de zonas protegidas en las que se puedan aplicar medidas agroambientales para retrasar la cosecha en zonas seleccionadas, de modo que el efecto de la cosecha se elimine sin necesidad de buscar los nidos (1).
- Aplicación de medidas agroambientales para mantener poblaciones presa (2).
- Protección de poblaciones que críen en vegetación natural (2).
- Disponer de información actualizada sobre la especie: Seguimiento anual de la población reproductora en algunas zonas seleccionadas; estudiar el grado de conexión entre poblaciones mediante el marcado de jóvenes o adultos (1).
- Disponer de información detallada sobre la abundancia de presas y el efecto de los cambios agrícolas sobre las mismas (1).
- Campañas de sensibilización, especialmente en zonas de conflicto con caza menor (2).
- Elaboración de un Censo Nacional coordinado que cubra zonas aún desconocidas. Este censo debería tener, al menos, una réplica dos años después (2).

Gavilán Común

Accipiter nisus granti

Vulnerable; VU D1

Autores: Rubén Barone y Juan Carlos Atienza

El Gavilán Común está representado en la Macaronesia por una subespecie endémica de Canarias y de Madeira. Al ser un ave eminentemente forestal sólo se distribuye por las islas centrales y occidentales del archipiélago canario. Aunque se desconoce su tendencia, su pequeña población, estimada hace varios años en unas 170 parejas, hace que se califique como Vulnerable. Su pequeña área de distribución, menor de 2.000 km², y la fragmentación de la población en cinco islas, hace necesario llevar a cabo estudios urgentes sobre su tendencia.

DISTRIBUCIÓN

Esta subespecie está restringida al archipiélago canario y a Madeira (Cramp & Simmons, 1980). En Canarias se distribuye por todas las islas con masas boscosas: Gran Canaria, Tenerife, La Palma, La Gomera y El Hierro (Martín & Lorenzo, 2001).

Gran Canaria. Su reproducción sólo ha sido confirmada recientemente (Rodríguez & Moreno, 1995). En los últimos años se ha evidenciado una expansión en varias zonas de la isla, ocupando tanto hábitats de pinar como pequeños reductos de monteverde (Martín & Lorenzo, 2001).

Tenerife. La distribución en la isla se localiza mayormente en los bosques de la vertiente norte, desde el macizo de Anaga hasta el de Teno (Martín & Lorenzo, 2001; SEO/BirdLife, 2002). En la mitad sur no es tan común, pero está presente en los montes de Arafo, Güímar, Arico, Vilaflor, Adeje, etc. (Martín & Lorenzo, 2001).

La Gomera. Su área de distribución incluye el Parque Nacional de Garajonay, así como numerosas zonas limítrofes. También habita en repoblaciones de pinos (cuencas de Majona y Benchijigua), pudiendo ser visto en algunas zonas del piso basal tales como Alajeró, Tecina, etc. (Martín & Lorenzo, 2001).

El Hierro. Habita las zonas forestales de El Golfo, así como los pinares del centro y pequeñas formaciones de cipreses y restos de monteverde en el noroeste (Martín & Lorenzo, 2001).

La Palma. Se distribuye de forma continua por todo el ámbito forestal de la isla, aunque resulta ser más abundante en los sectores oriental y septentrional (Martín & Lorenzo, 2001).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

No existe información suficiente para poder establecer la tendencia de la subespecie. En algunas islas como Gran Canaria y Tenerife debió ser bastante más común en el pasado que en la actualidad, habiéndole afectado severamente la fuerte deforestación de estas islas (Martín & Lorenzo, 2001). Sin embargo, la tendencia actual en ambas islas no parece ser negativa, ya que incluso en Gran Canaria ha experimentado un proceso de recuperación progresivo.

La población canaria de esta subespecie fue estimada en unas 170 pp. nidificantes en 1987-1988 (Quilis *et al.*, 1993), si bien es posible que ésta sea mayor (Martín & Lorenzo, 2001). En cualquier caso, en la actualidad se halla muy lejos de los 1.000 ejemplares

adultos, criterio por el que se califica como vulnerable esta subespecie (IUCN, 2001).

Según el único censo disponible (Quilis *et al.*, 1993), la población reproductora se repartiría entre las diferentes islas de la siguiente manera (cifras en parejas): Tenerife, 75; La Gomera, 25; El Hierro, 20 y La Palma, 50. La única estima anterior proviene del Atlas de las aves nidificantes de la isla de Tenerife: 50 pp. para toda la isla (Martín, 1987). En cualquier caso, dichas cifras están en la actualidad infravaloradas, ya que en Gran Canaria nidifican probablemente varias decenas de parejas, y en Tenerife la población real ronda el centenar (obs. pers.).

ECOLOGÍA

Es una rapaz propia de ambientes forestales. En Canarias se distribuye tanto por los bosques de laurisilva como en pinares de *Pinus canariensis* e incluso en repoblaciones de *P. radiata* y pequeños bosquetes de cupresáceas, pináceas y otros. Aunque no se ha realizado un estudio de selección del hábitat propiamente dicho, se considera que tiene preferencia por los pinares con sotobosque de *Erica arborea*, *Ilex canariensis*, *Laurus azorica* y *Myrica faya*, escaseando, por el contrario, en aquellos muy abiertos y con poco desarrollo del estrato arbustivo, en particular los de orientación sur y oeste (Martín & Lorenzo, 2001). Ocasionalmente nidifica en cultivos de *Persea americana* (Trujillo & Barone, 1998).

Sólo existe un trabajo sobre la biología reproductora, realizado en Tenerife entre 1982 y 1985 sobre un total de 17 territorios (Delgado *et al.*, 1987). Construyen los nidos en árboles con una altura variable de entre 5 y 16 m, aunque la mayoría se encontraban entre 6 y 10 m. El tamaño medio de puesta fue de 3,2 huevos (Rango= 2-5; Mediana= 3; N = 15), uno de los más bajos reseñados para esta especie en toda su área de distribución mundial. Realizan la puesta entre el 5 y 20 de abril, aunque de forma excepcional puede retrasarse hasta mayo o incluso principios de junio. Esta subespecie presenta una gran fidelidad al territorio, construyendo cada año un nuevo nido en un lugar próximo al del anterior.

Al igual que ocurre con la subespecie nominal (Cramp & Simmons, 1980), su alimentación se basa principalmente en aves forestales de muy diferente tamaño, desde *Regulus regulus* hasta *Columba bollii* (Delgado *et al.*, 1988; Emmerson *et al.*, 1993 en Martín *et al.*, 2000; obs. pers.), aunque también depreda sobre otros grupos de vertebrados, tales como lacértidos y roedores (véanse citas en Martín & Lorenzo, 2001). En Tenerife el 46,7% de las presas

correspondieron a *Serinus canarius* (Delgado *et al.*, 1988), mientras que en La Gomera el 40% de las presas fueron *Columba bollii* (Emmerson *et al.*, 1993 en Martín *et al.*, 2000).

AMENAZAS

Destrucción del hábitat. (2) Aunque de forma mucho más restringida que el pasado, los aprovechamientos forestales deben estar afectando en cierta medida al Gavilán, al provocar la destrucción y alteración de su hábitat. Cabe destacar las talas que se realizan en los montes de laurisilva para fabricar carbón vegetal o las entresacas para la obtención de varas y horquetas para su empleo en la agricultura (Martín *et al.*, 2000).

Molestias humanas. (2) Éstas vienen provocadas por las prácticas silvícolas y la afluencia de turistas y excursionistas que visitan zonas habitadas por la especie, y que en este último caso resultan más impactantes en la época de cría. También, la recolección de piñones o el arreglo de pistas forestales durante el periodo de cría de la especie pueden afectar a la especie.

Incendios forestales. (2) Pueden llegar a incidir de forma significativa. Ya en septiembre de 1983 y julio de 1995 se produjeron incendios de consideración en Tenerife, así como en otras islas (La Palma y El Hierro). La situación podría ser más grave si ocurre en Gran Canaria, donde el hábitat adecuado está más fragmentado.

Fragmentación forestal. (1) Esta circunstancia se observa más claramente en la isla de Gran Canaria, debido a la notable separación y fragmentación existente entre las diferentes masas boscosas habitadas por la especie.

Caza ilegal. (3) Debió de constituir un factor de amenaza importante en el pasado. En la actualidad su impacto debe ser menor, si bien de vez en cuando ingresan aves heridas por disparo en los centros de recuperación de aves.

Expolio de nidos. (4) Se dispone de muy poca información para poder ser evaluada, pudiendo afectar sobre todo a parejas aisladas y zonas con baja densidad de población.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se ha llevado a cabo ninguna medida dirigida a conservar o mejorar las poblaciones de esta subespecie, más allá de beneficiarse de alguna de las medidas encaminadas a la protección de otras especies forestales como *Columba bollii*, *Columba junoniae*, *Fringilla teydea* y *Dendrocopos major*. En los años 1987 y 1988 se llevó a cabo el censo de las aves rapaces del archipiélago canario.

Esta rapaz cuenta con un Plan de Acción Internacional (González, 1999b) aprobado por la Comisión Europea y el Consejo de Europa.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Elaborar y publicar su Plan de Manejo y el cumplimiento de sus directrices (1).

Determinación de la tendencia de la subespecie, siendo prioritario conocer con exactitud el estado de conservación de este taxón y su tendencia (2).

Inclusión de esta subespecie en el Anexo I de la Directiva Aves, así como la modificación de la categoría de amenaza del Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias y del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, de “De interés especial” a “Vulnerable” (1).

Proteger legalmente aquellas áreas prioritarias para la especie, incluyéndolas en la red de espacios naturales y ZEPA (2).

Ordenación de las prácticas silvícolas, siendo necesario prohibir la realización de talas y entresacas en las áreas críticas del Gavilán; además, en estas zonas hay que evitar el desbroce de pistas y otras actuaciones de mantenimiento en época reproductora (2).

Programa de seguimiento en toda Canarias, que garantice el conocimiento continuo de la distribución y tamaño de población de esta subespecie (3).

Realización de estudios científicos sobre la ecología de la reproducción, dinámica poblacional, factores limitantes, etc., para garantizar su conservación (3).

Busardo Ratonero *Buteo buteo insularum*

Casi Amenazado; NT D1

Autores: Rubén Barone y Juan Carlos Atienza

El Busardo Ratonero Buteo buteo insularum es una subespecie endémica de Canarias, que se distribuye por la totalidad de las islas a excepción de Lanzarote. Aunque se desconoce la tendencia actual, su pequeña población, probablemente inferior a 1.000 individuos, hace que pueda encontrarse amenazado en un futuro próximo. Este hecho y la fragmentación de la población en seis islas, hacen necesario realizar estudios urgentes sobre su tendencia poblacional y amenazas.

DISTRIBUCIÓN

La distribución de esta subespecie endémica está restringida al archipiélago canario (Cramp & Simmons, 1980).

En Canarias nidifica en Fuerteventura, Gran Canaria, Tenerife, La Gomera, El Hierro y La Palma (Martín & Lorenzo, 2001). En el pasado crió en Lanzarote y posiblemente en Alegranza (Bannerman, 1963), si bien ya no lo hace en

la actualidad (Martín & Lorenzo, 2001; SEO/BirdLife, 2002).

Esta subespecie está bien repartida por todo el archipiélago, así como en cada una de las islas en las que está presente. Ocupa prácticamente todos los hábitats disponibles desde la costa hasta casi los 2.000 m. Más detalles sobre su distribución en las diferentes islas pueden ser consultados en Martín & Lorenzo (2001).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

No existe información suficiente para poder establecer una tendencia de la subespecie en el conjunto del archipiélago.

La población canaria fue estimada en unas 430-445 pp. nidificantes en 1987-1988 (Quilis *et al.*, 1993). Según el único censo disponible, la población reproductora se repartiría entre las diferentes islas de la siguiente manera (Quilis *et al.*, 1993): Fuerteventura, 15-20 pp.; Gran Canaria, 115; Tenerife, 170-180; La Gomera, 60; El Hierro, 20-30 y La Palma, 45 pp. La única estima anterior proviene del *Atlas de las aves nidificantes en la isla de Tenerife*, en el que se señalaban 175 pp. para el conjunto de dicha isla (Martín, 1987). En la actualidad, es posible que los efectivos no superen los 1.000 individuos maduros. Más recientemente, Palacios (2002) confirma la existencia de un mínimo de 72 pp. en Fuerteventura, al tiempo que considera que la población insular ascendería a 80-85 pp. Con estos datos estaríamos asistiendo a un incremento notable con respecto a los resultados obtenidos para la isla mayorera entre 1987 y 1988.

ECOLOGÍA

No existe ningún estudio sobre la selección del hábitat, aunque se ha observado que se distribuye por casi todos los ambientes por debajo de los 2.000 m de altitud, y por lo general, requiere de zonas abruptas y accidentadas como acantilados, riscos y barrancos, donde habitualmente emplazan sus nidos (Martín, 1987; Martín & Lorenzo, 2001). Un pequeño porcentaje ubica sus nidos en árboles de distintas especies (Martín, 1987). En Fuerteventura, Palacios (2002) localizó varios nidos situados sobre arbustos como *Lycium intricatum* y *Launaea arborescens*. La puesta suele comenzar a partir de marzo y consta normalmente de 2 a 4 huevos (Martín & Lorenzo, 2001).

Aunque no existen estudios sobre su dieta, se considera que es muy amplia y abarca tanto presas vivas como carroña, predominando los conejos (Martín & Lorenzo, 2001). En Fuerteventura capturan con cierta frecuencia *Atlantoxerus getulus* (Martín & Lorenzo, 2001; Palacios, 2002).

Se desconocen los movimientos de esta subespecie y por tanto el posible intercambio de individuos entre las poblaciones de cada una de las islas.

AMENAZAS

Destrucción y modificación del hábitat. (2) Aunque no ocurre de forma generalizada, sí puede suponer una amenaza para la población de alguna de las islas. Cabe citar la recolección de varas y horquetas para su empleo en agricultura a partir de árboles de

monteverde en La Palma, así como talas a matarrasa para conseguir carbón vegetal (Martín *et al.*, 2000). Por otra parte, en acantilados costeros y barrancos próximos a urbanizaciones y carreteras o pistas, se puede ver afectada por el vertido de basuras y escombros en las áreas de nidificación, ya que ello puede producir una modificación puntual del hábitat.

Molestias humanas. (2) Esta amenaza afecta de forma desigual a las poblaciones de las diferentes islas. En algunos puntos las molestias son provocadas por la afluencia de turistas y excursionistas, mientras que en otros casos provienen de prácticas silvícolas. Aunque en las últimas décadas los aprovechamientos forestales han disminuido notablemente, sigue habiendo acciones que afectan negativamente a la subespecie, como son la recolección de pinocha o el arreglo de pistas forestales durante el periodo de cría de la especie. También le afecta -al menos de forma local- la práctica del senderismo en las áreas de cría, sobre todo durante la incubación.

Incendios forestales. (2) En algunas ocasiones los incendios pueden llegar a afectarle de forma significativa. En el pasado reciente ya se han producido incendios de consideración en Tenerife en áreas ocupadas por este ave, tales como los de septiembre de 1983 y julio de 1995.

Electrocución y colisión con tendidos eléctricos. (2) Se han hallado al menos dos aves muertas en tendidos eléctricos de Fuerteventura (C.-J. Palacios, com. pers.) y una en Gran Canaria (obs. pers.), lo que hace que se trate de un factor de amenaza aparentemente importante para sus poblaciones.

Caza ilegal. (3) Si bien en la actualidad se producen pocos episodios de caza furtiva de esta especie, en el pasado este factor debió afectarle mucho. En cualquier caso, de forma ocasional ingresan aves heridas por disparo en los centros de recuperación de aves dependientes de los cabildos insulares.

Expolio de nidos. (4) Se trata de una amenaza difícil de evaluar, ya que apenas se poseen datos concretos al respecto, pero puede afectar sobre todo a parejas aisladas y zonas con baja densidad de población. En este sentido, cabe indicar que en décadas anteriores se produjeron casos de robo de pollos en nido para prácticas de cetrería o simple mantenimiento del ave en cautividad.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En la actualidad, tanto el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias lo protegen bajo la figura "De interés especial". Sin embargo, y tal y como especifica la Ley, hasta la fecha no se ha llevado cabo su correspondiente Plan de Manejo.

Destaca la realización del censo de las aves rapaces del archipiélago canario realizado entre 1987 y 1988.

Aunque no se han efectuado medidas de conservación exclusivamente dirigidas a este endemismo subespecífico, de forma indirecta se ha visto favorecido al protegerse una parte de su hábitat por medio de la red de ENP y de ZEPA (Martín Esquivel *et al.*, 1995; Viada, 1998).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

— Elaboración y publicación del Plan de Manejo para la especie, así como el cumplimiento de sus directrices (2).

- Determinación de la tendencia de la subespecie, siendo prioritario conocer con exactitud su estado de conservación y su tendencia (3).
- Protección legal del hábitat, incluyendo aquellas zonas prioritarias para la especie dentro de la red de Espacios Naturales y ZEPA (3).

- Efectuar un programa de seguimiento global y periódico de la subespecie que garantice el conocimiento continuo de la distribución y el tamaño de la población (3).
- Realizar de estudios científicos sobre la ecología de la reproducción, dinámica poblacional, factores limitantes, etc., de modo que se amplíen los conocimientos sobre la subespecie (3).

Águila Imperial Ibérica

Aquila adalberti

En Peligro; EN C1+C2a(i)

Autores: Luis Mariano González y Javier Oria

El Águila Imperial Ibérica cuenta con una población muy pequeña -de unos 350 ejemplares maduros- que ha experimentado una marcada recuperación en las últimas décadas. Cuenta con nueve núcleos de reproducción que se pueden agrupar en tres subpoblaciones con escaso intercambio entre las mismas: una "septentrional" (principalmente el Sistema Central y Extremadura), con unos 218 individuos maduros (62%) una segunda "central" (al sur del Tajo: Montes de Toledo, Tierra de Barros y Sierra Morena), con 118 ejemplares maduros (34%) y una última, con un mínimo de 14 ejemplares maduros -la más aislada- en las marismas del Guadalquivir. La tendencia actual en incremento se debe en buena medida a un intenso manejo de la especie y su hábitat, para contrarrestar dos de las tres mayores amenazas: la fuerte rarefacción de su presa principal (el conejo) y la modificación de tendidos eléctricos causantes de electrocución. El futuro de la especie hoy en día no está asegurado, ya que la combinación de estas amenazas, junto al frecuente uso ilegal de veneno, la tercera amenaza, y la destrucción y alteración del hábitat, de no cambiar sustancialmente el panorama actual, provocarían a buen seguro un declive proyectado sin cuantificar en las próximas tres generaciones (48 años), donde las subpoblaciones verían una progresiva pérdida de efectivos, quedando finalmente aisladas entre sí, y comprometiendo seriamente el futuro de la especie. Por el momento, se interpreta que en la actualidad, las poblaciones de Águila Imperial Ibérica requieren de un manejo intensivo para garantizar que la escasez actual de alimento no se traduzca en un periodo futuro de declive. La especie califica por ello como En Peligro por contar con una población adulta 2.500 individuos y ser previsible, si no cesan las amenazas vigentes y no se fortalecen las actuaciones de manejo y gestión, un declive proyectado sin cuantificar (el 20% es el umbral) en las próximas dos generaciones (c.32 años), atendiendo además a que ninguna de las tres subpoblaciones contiene más de 250 individuos maduros.

DISTRIBUCIÓN

Distribución Paleártica pero reducida al extremo occidental de la cuenca del Mediterráneo, en concreto a la península Ibérica (España y Portugal: probablemente extinguida, última pareja pudo nidificar en 1991, véase Población) y Marruecos (extinguida a finales del s.XIX ó principios del s.XX). Algunos ejemplares han alcanzado Libia (Calderón *et al.*,1988), Mauritania y Senegal (datos propios).

España. *Distribución actual* A grandes rasgos su área de distribución se restringe al cuadrante centro-occidental. La extensión de su "área de ocupación" resultó ser de 5.300 km², basado en que el territorio de nidificación defendido y el de alimentación cercana medio obtenido para ocho ejemplares radio-marcados reproductores de la zona central (véase Ecología).

En 2002 se han identificado las siguientes nueve áreas de reproducción (Grupo de Trabajo del Águila Imperial, 2001): 1) sierras de Guadarrama-Gredos y valles del Alberche-Tiétar (Segovia, Madrid, Ávila, Toledo y Cáceres); 2) Montes de Toledo (Toledo, Ciudad Real); 3) sierras de Monfrague-Llanos de Trujillo-embalse de Alcántara y sierras de Coria (Cáceres); 4) sierra de San Pedro (Cáceres-Badajoz); 5) Tierra de Barros (Badajoz); 6) sierras de Almadén-Guadiana (Ciudad Real); 7) Sierra Madrona-Sierra Morena oriental (Ciudad Real, Córdoba y Jaén); 8) Sierra Morena de Sevilla-Córdoba; 9) Doñana y marismas del Guadalquivir (Huelva y Sevilla). Sin embargo, debido al grado de intercambio de ejemplares detectado,

se apunta la posibilidad de que demográficamente funcione como tres poblaciones, una la septentrional, que englobaría los núcleos 1, 3 y 4, otra central, que englobaría los núcleos 2, 5, 6, 7 y 8 y otra meridional formado por el núcleo 9.

Las áreas de dispersión son utilizadas principalmente por los jóvenes tras su salida del territorio de nidificación y por ejemplares no reproductores del segundo y tercer año. Gracias al radio-seguimiento (VHF y satelital) entre 1990 y 1997, de 37 jóvenes, provenientes de los núcleos más importantes en tamaño y área de distribución (1, 3, 4 y 7), se han identificado las siguientes doce áreas de este tipo (DGCN-CC.AA., 1997) (entre paréntesis se facilita el porcentaje de jóvenes controlados en cada área): 1) suroeste de Madrid, valles del Tiétar-Tajo (Segovia, Madrid, Ávila, Toledo y Cáceres) (78%); 2) Campo de Montiel en la Mancha de Ciudad Real y Albacete, además incluye una zona del extremo norte central de Jaén (al menos el 54%); 3) área de Hornachos y 4) Comarca de Llerena y Azuaga (Badajoz) principalmente, con el norte de Sevilla y noroeste de Córdoba (57% en estas dos últimas áreas); 5) Comarca del Andévalo en Huelva (22%); 6) área de Isla Mayor, Gíbalbín-Medina Sidonia en Cádiz-Sevilla (16%); 7) área de Fresno de Torote y Valdeolmos (Madrid) y 8) área de Villar del Olmo y Ambite (8% en estas dos últimas); 9) área del Valle del Tamuja (Cáceres), 10) área de Logrosán-Zorita (Cáceres) y 11) área del sudeste de la sierra de San Pedro y Cornalvo (22% en estas tres últimas áreas; 12) Tierras de Alhama, Loja y Temple en el sudoeste de Granada (2,5% de los jóvenes).

Por su parte, otros estudios anteriores utilizando 50 ejemplares jóvenes radiomarcados en Doñana (Ferrer, 1993a, b), mostraron que utilizaban las áreas de dispersión 5 y 6. Fuera del anterior área de distribución se han registrado avistamientos de ejemplares no reproductores o adultos en época no reproductora en Granada, Almería, Albacete, Salamanca, Lérida, Huesca y Zaragoza (Sampietro Latorre, 1998).

Evolución de su distribución histórica. Desde mediados del siglo XIX y hasta comienzos del XX, el área de distribución del Águila Imperial Ibérica abarcaba la mayoría de la península Ibérica, exceptuando la cornisa Cantábrica, Pirineos y Cataluña. Sin embargo, a finales del siglo XIX y comienzos del XX, la especie entró en un proceso de desaparición que afectó a toda su área de distribución; siendo más evidente en los bordes de la misma. Así se extinguieron las más meridionales (norte de Marruecos, Cádiz, cordillera Penibética y estribaciones), occidentales (gran parte de Portugal), septentrionales (al norte de Guadarrama) y orientales (Levante) (González, 1991). La persecución humana parece haber sido la causa principal de su disminución (véase Amenazas). A mediados del siglo XX su área de distribución, en líneas generales, ya había quedado restringida al cuadrante suroccidental de la península Ibérica, manteniéndose desde entonces, aunque con extinciones y recolonizaciones locales a lo largo de los últimos cincuenta años.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Portugal y Marruecos. De los países vecinos en donde hubo reproducción en el pasado, existen referencias de su reproducción en Portugal, sobre todo del oeste y sur donde parecía ser común, con una estima de la población en la década de los setenta de 10-15 pp. (Palma, 1985). En 1983 tan sólo se comprobó la nidificación de dos parejas en una zona cercana a la frontera española (y la última pareja reproductora probablemente en 1991) habiendo desaparecido desde entonces como nidificante (Rufino, 1989; Palma *et al.*, 1999). En Marruecos, la situación es poco conocida y sólo parece que era frecuente en el pasado en la península Tingitana (González, 1991). Tras considerarla como extinta (Bergier, 1987), fueron observados dos adultos en Tassaoti, Oued, Laou, en la primavera de 1977 (F. Hiraldo com. pers.) y otros dos en la desembocadura del río Mouluya (Mayaud, 1982). En 1991 se localizó una pareja potencialmente reproductora en Chechaoeun (Rif), pero no se constató su nidificación y no se ha vuelto a tener noticias de ella (Fouarge, 1992).

España. Aunque no existen estimas de su población en tiempos históricos, el Águila Imperial Ibérica se consideraba a mediados del siglo XIX, por autores de la época, como común en ciertas regiones, especialmente en el centro de España y Andalucía; la ingente cantidad de puestas de huevos y pieles de ejemplares colectados a finales del siglo XIX y comienzos del XX (conservados en diferentes museos europeos), parece sugerir que efectivamente se trató de una especie relativamente común, sobretodo en algunas localidades (González, 1991). Sin embargo, a finales del siglo XIX y comienzos del XX debió entrar en un proceso de extinción acusado, detectado por los naturalistas de la época que llamaron la atención sobre su escasez y desaparición de muchas áreas, achacando las causas a la destrucción de su hábitat y a su eliminación directa (González, 1991).

En las décadas de los años cincuenta y sesenta, debió registrar su nivel más bajo de población, pues autores como Valvert-

de (1959, 1960) -buen conocedor de la especie-, y Simon & Geroudet (1970), estiman su población en unas 30-50 pp. y sólo logran recoger información de su presencia en cuatro localidades: sierra de Guadarrama, Monte del Pardo, valle del Tajo y área de Doñana. Años más tarde (entre 1970 y 1974) se realiza la primera prospección de campo de envergadura a nivel nacional, localizándose 39 pp. reproductoras (estima de 50 pp. territoriales) (Garzón, 1972; 1977b). Más de una década después, entre 1981 y 1986, se realiza la primera prospección nacional con mayor esfuerzo y cobertura, pues se localizaron 92 pp. nidificantes y 104 territoriales (González, 1991). En parte el aumento de los efectivos se debe a la recuperación de la población, aunque también a una mejor cobertura del censo. Desde entonces se repitieron con cierta periodicidad prospecciones nacionales, siendo anuales a partir de 1999, cuyos resultados han confirmado su recuperación poblacional a una tasa superior al 3% anual desde 1986 (hasta 2001). Sin embargo, este crecimiento poblacional no ha sido continuo ni homogéneo, así mientras que entre 1986 y 1994-95, la tasa de incremento era de 3,4 pp./año; entre 1994-95 y 1999 se detuvo, para de nuevo crecer entre 1999 y 2002, pero esta vez a una tasa de 11 pp./año, con un total de 175 pp. territoriales en 2002 (detalles adicionales en González & Oria, 2001). Los detalles por CC.AA. (a continuación) proceden de las consejerías de Medio Ambiente (informes al Grupo de Trabajo Nacional del Águila Imperial Ibérica):

Castilla La-Mancha. La Comunidad Autónoma que actualmente cuenta con más territorios, 50 en 2002 (alrededor del 28% del total). La población está en ligero crecimiento y se están instalando parejas en zonas más abiertas, en hábitats tradicionales de esta especie. Después de la elevada incidencia del veneno y la desaparición de diversas parejas del valle del Tietar a finales de los noventa, parece que la población, sobretodo en la provincia de Toledo, se está recuperando.

Extremadura. 38 parejas territoriales en 2002. La segunda en importancia con cerca del 22%. Estable ligero incremento.

Andalucía. Tercera en orden de importancia, con 42 pp. territoriales en 2002 (24%) de la población española. Ha experimentado un crecimiento moderado, aunque el mayor esfuerzo de prospección realizado en los últimos años en la provincia de Jaén, explica también este aumento, y por otra parte, a que 5 pp. que nidificaban en Ciudad Real, en los límites de Jaén, se han pasado ese año a Jaén. Como contrapunto al aumento de la población andaluza, está la población reproductora de Doñana, que aunque apenas llega al 10% del total nacional, es singular y emblemática. Debido a su alta mortalidad adulta y baja fecundidad, entre otras causas, decrece a un ritmo de un 6% anual con una mortalidad adulta del 300% en los últimos ocho años (Ferrer, 2002). De las 15 pp. estimadas en Doñana, desde 1999 únicamente inician la reproducción 7-8 pp. con un éxito reproductor extremadamente bajo (datos del Parque Nacional de Doñana y Junta de Andalucía).

Madrid. 24 pp. territoriales en 2002, cerca del 14%. Estable, algunas parejas limítrofes con Castilla y León se han instalado en esta última Comunidad Autónoma.

Castilla y León. 18-20 pp. territoriales en 2002 (12%). Estable.

Evolución del área de distribución en los últimos decenios. Al comparar el área de distribución de la especie en 2002 con el obtenido en la primera prospección nacional de 1971-74, que denominamos núcleos iniciales, se observan las siguientes modificaciones:

1) La desaparición de algunos territorios instalados en los bordes de los núcleos iniciales, p.ej.: desaparición de la reproducción en la provincia de Guadalajara (última nidificación en 1970: Garzón 1972); Salamanca (última nidificación en 1967; última observación de adultos en 1971: Garzón 1968; 1972); estribaciones de la sierra de Ronda, Cádiz-Málaga (última nidificación en 1981, datos propios y última observación de una pareja de adultos todavía en 1996 (T. Gullick com. pers.)).

2) La consolidación de los núcleos iniciales y su posterior expansión, siguiendo el hábitat disponible adyacente, en concreto:

— El núcleo inicial instalado en el Guadarrama de Segovia, Monte del Pardo y oeste de Madrid, se ha unido y expandido en dos direcciones, por una parte, hacia el nordeste, ocupando las faldas de Guadarrama-tierras llanas de Segovia, llanuras del Voltoya y sierras de Ávila, y por otra, hacia el suroeste, ocupando los valles del Alberche-Tiétar, sierra de San Vicente y faldas de Gredos, hasta conectar con el núcleo inicial existente en las dehesas del embalse de Rosarito.

— La expansión del núcleo inicial de Montes de Toledo, situado en las sierras centrales de esta formación, por una parte, hacia el este llegando hasta la sierra Calderina, y por otra hacia el oeste, llegando hasta los Montes de Toledo occidentales.

— El núcleo de Monfragüe, que se ha expandido por una parte, siguiendo hacia el oeste la alineación de sierras hasta Alcántara-Coria, y por otra, hacia el sur instalándose las nuevas parejas en las estribaciones meridionales de la sierra de Monfragüe y las dehesas que llegan hasta Trujillo.

— El núcleo inicial de la sierra de San Pedro, que se hallaba instalado en la mitad occidental de esta alineación, se ha expandido hacia el sureste, continuando la alineación geográfica de esta sierra, ocupando la mayoría del hábitat disponible de esta sierra.

3) La formación de nuevos núcleos, alejados de los existentes en 1971-74, en concreto los de Tierra de Barros (Badajoz), sierras de Almadén-Guadiana y Sierra Madrona (Ciudad Real).

4) La consolidación como núcleos estables importantes y su expansión, en concreto el del tramo oriental de Sierra Morena, desde Cárdena en Córdoba hasta el embalse de Guadalmena en Ján, así como el núcleo de la sierra norte de Sevilla y oeste de Córdoba.

Por otra parte, como ya se ha indicado sigue sin conexión el núcleo de Doñana, cuya situación es muy preocupante, y permanecen grandes áreas potenciales vacías en la parte de Sierra Morena occidental-Andévalo (Huelva), sierras de Cádiz-Málaga y este de Badajoz y oeste de Ciudad Real.

ECOLOGÍA

Hábitat y uso del espacio. Utiliza una amplia variedad de los terrenos y hábitats existentes en su área de distribución, desde pinares subalpinos de los sistemas montañosos hasta formaciones dunares y marismas cercanas al mar. Sin embargo, alcanza mayores densidades en aquellos terrenos de topografía suave o llana donde se combina la existencia de una cobertura arbórea importante, aunque no dominante, y donde se mantienen poblaciones abundantes de conejos. Sin embargo, durante los últimos siglos, en las áreas donde hubo mayor persecución directa, solamente sobrevivieron parejas que se hallaban en terrenos con una topo-

grafía abrupta y de difícil acceso, como son las sierras mediterráneas de mediana altitud con manchas de matorral arbustivo y los sistemas montañosos centrales. En los últimos años, disminuida en parte la persecución humana, la instalación de nuevas parejas tiene lugar en llanuras y colinas suaves. Aunque la mayoría de estas nuevas parejas provienen de la población en crecimiento, también se ha producido recolonización por parte de parejas históricas (ubicadas de sierras y montañas), que han descendido a valles y penillanuras. El Águila Imperial Ibérica instala el nido en árboles, preferentemente alcornoques, pinos y eucalipto y, para reproducirse, requiere al menos un hábitat con una cobertura arborea de cierta importancia (González, 1991; Ferrer 1993a).

Los resultados de un estudio del uso del espacio por parte de ocho ejemplares reproductores provistos de radio-emisores de los núcleos 1 y 6 (DGCN-CC.AA., 1998), mostraron que de media utilizan un área de campeo de 29.845 ha (máximo de 97.644 y mínimo 2.900). Dentro de este área de campeo se diferencian tres zonas de mayor intensidad de uso: 1) Zona de nidificación, entorno del nido con una extensión media de 1.316 ha esta zona es fuertemente defendida por la pareja (frente a otras aves que penetren); 2) Zona de alimentación cercana, cazadero habitual (a poca distancia o adyacente al área de nidificación), ocupa una extensión media de 3.034 ha, y también es defendida por la pareja; 3) Zona de alimentación lejana, cazadero ocasional, con una extensión promedio de 3.370 ha, más utilizado fuera de la época de nidificación y es compartido con otros ejemplares de esta y otras especies de rapaces.

Ecología reproductiva. Se trata de una rapaz de gran tamaño (2.500-3.500 g), sedentaria y territorial, con una tasa de reproducción de 1,25 pollos/pareja y año y una edad de primera reproducción de 3-4 años. En la población centro-occidental, de siete ejemplares radio-marcados de los que se conoce su primera reproducción, tres se reprodujeron por primera vez a los tres años de edad y cuatro a los cuatro años. En el núcleo de Doñana, Ferrer & Calderón (1990) registran una tasa notablemente más baja (0,75 pollos/pareja, un periodo de inmadurez de 4-5 años, y una longevidad estimada de 21-22 años). La generación de la especie se ha estimado en 16,4 años (Ferrer & Calderón, 1990). Adquiere el plumaje adulto a partir de los cinco años, no siendo inusual encontrar ejemplares subadultos reproduciéndose con éxito. En 2001 un 31,7% de las parejas controladas, tienen uno o ambos componentes de la misma en edad inferior a cuatro años. El periodo reproductor abarca unos ocho meses. Las primeras cópulas tienen lugar a finales de enero y las primeras puestas a medianos de febrero. La mayoría de las puestas se realizan entre finales de febrero y finales de marzo, siendo el 28 de abril la fecha más tardía registrada, descartando las puestas de reposición (González, 1991). El mismo autor encontró que las parejas mixtas formadas por un adulto y un subadulto son más tardías en las puestas que las integradas sólo por adultos.

El tamaño medio de puesta es de 2,47 huevos por nido, con un rango de uno a cuatro huevos. El periodo de incubación es de 44 días y la media de eclosiones está a finales de abril. Los pollos permanecen de media 77 días en el nido (Ferrer, 1993a). González (1991) registró un éxito de eclosión de 71,7% (n = 325). En cambio Ferrer *et al.* (1986) registraron sólo un 45,2% (n = 157) para la población de Doñana. No obstante, la mortalidad de los pollos en el nido en Doñana resultó ser más baja (un 16%, n = 125) que el registrado por González (1991) para otras poblaciones (23,6%, n = 165). Las causas más importantes registradas en Doñana fueron: caída total o parcial de la estructura del nido por causa del viento (33,3%), agresiones entre hermanos (28,6%) y

factores climatológicos como tormentas y rigores del clima (23,8%). González (1991) también menciona este comportamiento agresivo, provocando durante las primeras semanas de vida la pérdida de un 26,2% (n = 138) de los pollos que nacen en polladas con más de uno. Este comportamiento fratricida, es “facultativo” y está relacionado con la disponibilidad de alimento (González, 1991; Meyburg, 1983).

El régimen trófico del águila imperial se basa fundamentalmente en una presa: el conejo (*Oryctolagus cuniculus*). Constituyendo en general la mitad de presas capturadas por el águila; llegando en algunos casos hasta el 70%. Evolutivamente la formación de *A. adalberti*, pudo estar relacionada a la existencia en la península Ibérica de esta especie de lagomorfo (igualmente ocurre con el Lince Ibérico) que comparte similares requerimientos ecológicos y tróficos). Teniendo en cuenta la enorme dependencia del Águila Imperial Ibérica del conejo, resulta lógico que su supervivencia está estrechamente vinculada al mencionado lagomorfo. Entre los resultados encontrados en un estudio de uso del espacio del Águila Imperial Ibérica (DGCN-CC.AA., 1998), destaca que en las zonas con alta o media densidad de conejos, las águilas utilizan preferentemente como cazadero las áreas de alimentación cercanas, registrando parámetros reproductivos significativamente más altos que las parejas instaladas en áreas con baja o nula densidad de conejos, las cuáles utilizan ambas áreas de alimentación con parecida intensidad y durante todo el año. Ello indica la existencia de al menos dos tipos de territorios según su calidad, los denominados favorables y desfavorables (González, 1991).

Se ha observado que el número de parejas de subadultos (debido a instalación de nuevas parejas) ha aumentando de un 6,6% al 12,7% actual. De las parejas de subadultos registradas en 2001 un 19% corresponde a sustitución de un miembro de la pareja, y un 12,7% corresponde a ejemplares que forman parejas de nueva creación. Este aumento progresivo del número de ejemplares primerizos en la reproducción, parece apuntar a que la estrategia de crecimiento de la población podría estar basada en un aumento de la incorporación de ejemplares primerizos en la reproducción (inmaduros y subadultos), y por otra, y debido a su modelo de expansión geográfica contagiosa, en el que las parejas nuevas se instalan en la periferia de los núcleos ya establecidos, ocupando territorios de peor calidad cuando el resto están saturados.

Ecología de los jóvenes. Una vez independizados de sus padres, los jóvenes abandonan el territorio de nidificación, realizando movimientos dispersivos de relativa magnitud, aunque existe una fuerte tendencia de retorno a las áreas de nacimiento (distancias de entre 29-50 km) para iniciar la reproducción (DGCN-CC.AA., 1998). La dispersión a larga distancia de los jóvenes y su estancia en zonas alejadas de sus territorios natales, debe facilitar el intercambio genético entre núcleos reproductores y prevenir posibles efectos negativos endogámicos (excepto para el núcleo de Doñana: Ferrer, 1993b). Se conocen distancias de reproducción (con respecto a su lugar de origen) entre 84-300 km. Es de destacar el hecho de que un joven marcado (nacido en Extremadura en 1996), realizara un viaje de dispersión transahariano, llegando a Senegal y volviendo a criar a Extremadura con 3 años de edad. Este es el primer caso descrito de cruce sahariano de la especie.

AMENAZAS

Un 87% (n = 38) de los ejemplares marcados en España central entre 1991-97, no llegó a cumplir los tres años de vida por morta-

lidad asociada al hombre (DGCN-CCA, 1997). Si tenemos en cuenta que en los últimos cuatro años la producción anual media de pollos se sitúa en unos 160, y que 40 de ellos se reclutan para las sustituciones y formación de parejas nuevas, ello supondría que un 75% de esta producción anual (120 ejemplares), no se incorpora a la reproducción. Como vemos, esta cifra es parecida a la mortalidad registrada en la muestra de ejemplares radio-marcados citados anteriormente (DGCN-CC.AA.), lo que sugiere que la falta de incorporación de este alto porcentaje de ejemplares podría explicarse por la mortalidad asociada al hombre. Entre las causas de mortalidad conocidas de la especie, destacan las siguientes:

Mortalidad por venenos. En la época en que las aves de presa eran perseguidas, la colocación de potentes venenos para su eliminación era una práctica habitual y muy eficaz. Aunque no se tienen estadísticas de su incidencia, debió ser importante a juzgar por testimonios recogidos (Garzón, 1972). La utilización de esta práctica fue prohibida oficialmente desde 1983 y legalmente desde 1989. Desde entonces se siguieron registrando casos de envenenamiento, aunque es a partir de 1994-96 cuando el número de casos de intoxicación aumentan notablemente (Hernández, 2001). Desde 1989 se ha registrado la muerte por intoxicación de 68 ejemplares. De una muestra de 38 ejemplares radio-marcados en España central, el 38,4% murió por intoxicación (Hernández, 2001). Actualmente es la principal causa de mortalidad pues supone el 47,7% de los casos registrados entre 1995-2000 (n = 21). Los tóxicos son utilizados en la mayoría de los casos para el control de predadores en cotos de caza y protección de cultivos.

Mortalidad por electrocución. Los primeros casos de muertes por electrocución fueron detectados en los años setenta (Garzón, 1977b; L. García com. pers.). A partir de los años ochenta comenzó a detectarse un incremento importante de casos y comenzó a conocerse la magnitud del problema. Entre 1974 y 1986 se electrocutaron 13 ejemplares en el área de Doñana (Ferrer & De la Riva, 1986) y entre 1981 y 1994 se registró la muerte de 50 ejemplares más en el resto de su área de distribución (González, 1991), pasando a considerarse (en la década de los ochenta y noventa) como el principal factor de mortalidad de la especie. Sin embargo, en los últimos años este factor ha descendido de forma importante, llegando a contabilizarse 11 ejemplares entre 1995-2000 para España centro-occidental (Grupo de Trabajo del Águila Imperial Ibérica, 2001). Aunque todavía sigue siendo un factor importante en algunas localidades concretas, como son la comarca del Andévalo (Huelva), inmediaciones de las marismas del Guadalquivir, comarca de Conquista-Torrecampo (Córdoba) y la provincia de Toledo. Es la segunda causa de mortalidad no natural de la especie.

Mortalidad por persecución humana. Se tiene constancia de que al menos desde finales del siglo XIX, el Águila Imperial Ibérica (junto al resto de rapaces), ha sido objeto de una intensa y secular persecución por parte del hombre, que la consideraba dañina para sus intereses. Esta persecución se oficializó e incluso subvencionó económicamente, a partir de 1902 hasta la fecha de su protección en 1966. Principalmente eran abatidas por disparo o envenenadas. Sólo se tienen estadísticas para el periodo 1954-1961, en que se registró la muerte de 126 “grandes águilas” (SNPFC, 1962), aunque sin duda una buena parte de ellas serían águilas imperiales (Garzón, 1972). Aunque en 1966 cesó la persecución “oficial”, continúa la persecución entre 1981 y 1994 donde se registra la muerte por disparo de 15 ejemplares (González, 1991; Grupo de Trabajo del Águila Imperial Ibérica, 2001). Desa-

fortunadamente, hoy en día la incidencia de la mortalidad por disparo continua siendo una amenaza aunque ha descendido mucho, pues en el periodo 1995-2000 se registraron cinco casos (Grupo de Trabajo del Águila Imperial Ibérica, 2001). Asimismo, la búsqueda de ejemplares por coleccionistas o "cetreros" no ha desaparecido completamente y todavía se siguen produciendo expolios de huevos o nidos.

Escasez del conejo y deterioro del hábitat. La mixomatosis diezmo espectacularmente las poblaciones de conejos en toda España a partir de 1957, y tuvo consecuencias catastróficas para las pocas águilas imperiales que sobrevivían por entonces. Por una parte, las obligó a cambiar su régimen alimenticio. Donde había presas de sustitución, por ejemplo, Doñana, las águilas sustituyeron el conejo por aves acuáticas, y en el resto por reptiles, aves y carroña. Además, según J. Garzón, en aquél entonces muchas parejas dejaron de reproducirse. Un buen número de parejas desaparecieron, perviviendo sólo aquellas que además de estar protegidas, se asentaban en zonas donde se mantuvieron buenas poblaciones de conejos. Cuando ya en los años ochenta se detectaba una cierta recuperación de la población de conejos al inmunizarse frente a la mixomatosis, nuevamente en 1989 volvía a llegar otra epizootia, también vírica, la EHV (Villafuerte *et al.*, 1994), que en algunas zonas causó mortandades de similar magnitud a las de la mixomatosis (Doñana, por ejemplo). Esto, sumado a la ya existente mixomatosis, ha provocado un descenso muy importante de las poblaciones de conejo de amplias áreas habitadas por el Águila Imperial Ibérica. Aunque no se tienen todavía datos cuantificables sobre la magnitud de esta reducción, los estudios realizados en Doñana localmente indican que se acerca al 80% (OAPN). Esta dramática reducción del conejo tuvo un claro efecto en el número de parejas nidificantes en 1989. Hoy día, las poblaciones de conejo siguen sin recuperarse y mantienen poblaciones densas sólo en algunas localidades concretas, suponiendo un claro limitante en la recuperación del Águila Imperial Ibérica.

Destrucción del hábitat. La destrucción total o alteración significativa del hábitat del Águila Imperial Ibérica (ocupado o potencial), ha sido identificado como uno de los factores de mayor influencia en la configuración de su área de distribución y en su reducción areal en el pasado (González, 1991, 1996 -Plan de Acción Internacional-). La roturación de la gran mayoría de las formaciones arboladas de las penillanuras de los valles de los grandes ríos y de las mesetas castellanas, realizada durante la mayor parte del siglo XX, para el aprovechamiento de leña, ocupación de pastos para el ganado y su transformación en cultivos y regadíos, supuso por entonces un fuerte impacto sobre su hábitat y redujo de forma considerable la disponibilidad de hábitat potencial. A ello se sumó el que a partir de la década de los años sesenta y setenta, se transformaron en eucaliptales y pinares de repoblación, grandes superficies de manchas de monte alto y bajo de las sierras, ocupadas por las águilas sobrevivientes por entonces de la persecución del hombre (Valverde, 1960; Garzón, 1977b). Estas prácticas forestales se detuvieron a partir de los ochenta, debido a las protestas de naturalistas y científicos, y finalmente gracias a la entrada de España en la Comunidad Europea y la incorporación de la legislación comunitaria más respetuosa con el hábitat.

En los últimos años, las amenazas más importantes para el hábitat de la especie provienen de las alteraciones que provocan las grandes infraestructuras y obras públicas (embalses, autopistas, carreteras, urbanizaciones, líneas de transporte de energía, pistas y caminos forestales, etc.), que además de alterar o destruir su há-

bitat, provocan un aumento de la accesibilidad del hombre a las zonas de nidificación, suponiendo una fuente de molestias, que se traduce en disminución de su éxito reproductivo.

Fragmentación del hábitat. La fragmentación de su distribución actual está provocando el relativo aislamiento de algunos núcleos de reproducción (como es el caso de Doñana), comprometiendo la estabilidad de la especie, limitando la posibilidad de recuperación de los núcleos y probablemente pueda afectar al mantenimiento de la diversidad genética.

Contaminación. En la década de los setenta, el contenido de los huevos infértiles de algunas parejas de los núcleos de Doñana, Extremadura y Guadarrama, registraron niveles de contaminantes organoclorados lo suficiente altos como para provocar fracasos reproductivos (Hernández *et al.*, 1977; González & Hiraldo, 1988). Estos valores, aunque en líneas generales han descendido, puntualmente han registrado valores importantes en algunas parejas de Doñana y Extremadura, que sin duda siguen afectando al proceso reproductivo de las águilas (Hernández, 2001).

Un estudio de su alimentación encontró que en la población de Doñana, aproximadamente un 10% de las egagrópilas examinadas contenían plomos de los cartuchos de caza (González, 1991). Un ejemplar de Extremadura analizado contenía niveles casi letales de plomo en sangre (Hernández, 2001). La incidencia de la ingestión de plomo no está estudiada a nivel nacional, pero podría ser responsable de algún problema de forma puntual en algunas parejas.

Enfermedades. Se han registrado casos de muerte de pollos en nido por bacterias patógenas (*Trichomonas*) y en nueve ejemplares (seis de Doñana, dos de Extremadura y uno de Madrid) se encontraron infectados por viruela aviar (*Poxivirus*) (Hernández *et al.*, 2001).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Hasta los años sesenta y setenta no se tomó verdadera conciencia de la gravedad de la situación. Por entonces, las actuaciones de conservación que se realizaron se dirigieron a cambiar la actitud de la población y a que fuera una especie protegida. Ello se logró en 1966 de forma temporal y en 1973 de forma permanente utilizando la legislación cinegética. Sin embargo, esta protección fue más efectiva para los ámbitos y terrenos de la administración y oficiales (no así la situación real en el campo donde siguió siendo perseguida). Otro efecto de esta protección pasiva y toma de conciencia, fue el comienzo de los trabajos de control y seguimiento de nidos y mejora del conocimiento sobre su biología. La entrada en vigor de la Ley 4/89 supuso la prohibición del uso de venenos. En 1992 se inicia un "Plan Coordinado de Actuaciones" para abordar las medidas de conservación más urgentes. Con el establecimiento de los primeros espacios naturales protegidos y la progresiva sensibilización de la población rural se fue poco a poco disminuyendo la persecución de la especie. Se iniciaron trabajos en la detección de tendidos eléctricos y su modificación, campañas anti-veneno, programas de alimentación suplementaria, etc.

Hoy día y gracias al control y seguimiento estrecho de sus poblaciones, a las numerosas actuaciones de conservación y al manejo de su éxito reproductivo y de la especie en general, su comportamiento poblacional es totalmente dependiente de medidas de conservación. De hecho, la recuperación de la población se

debe a ello. Si cesaran estas medidas, probablemente se volviera a un proceso de regresión y extinción.

Control y seguimiento de nidos. Se realiza cada año con el fin de localizar los territorios regentados, identificar las parejas reproductoras, seguir el desarrollo de la nidificación y detectar a tiempo cualquier amenaza o anomalía (obras y molestias humanas, caída de nidos, rescate de pollos) que suponga un riesgo para el éxito reproductivo.

Corrección de tendidos eléctricos. Entre 1991-95, en el marco de un proyecto LIFE de las CC.AA. y el MMA se modificaron 1.300 km de tendidos eléctricos peligrosos. Ello supuso un notable descenso de la mortalidad por electrocución. Esta actuación fue acompañada de la publicación de medidas legislativas en cuatro CC.AA. (Castilla-La Mancha, Andalucía, Madrid y Extremadura), evitando que los tendidos eléctricos de nueva instalación dejen de suponer una amenaza para las aves. Todo ello se ha acompañado de una labor de prospección de tendidos eléctricos.

Eliminación del uso de venenos y tóxicos. Entre las actuaciones para frenar el uso de venenos destaca el programa "Antídoto", en el que las ONG y la Administración actúan conjuntamente en la identificación y persecución de esta práctica y en campañas de divulgación. Por otra parte, la promulgación de diversas disposiciones legales prohibiendo o regulando el uso de determinados productos organoclorados y organofosforados en los tratamientos agrícolas, ha supuesto una importante mejora en la reducción del uso de estos contaminantes que se refleja en los análisis de huevos infértiles (inclusive el nivel de metales pesados) que arrojan proporciones bajas en relación a las encontrados 10 años antes (Hernández, 2001).

Declaración de ENP. Actualmente hay 16 espacios naturales protegidos (ENP) con territorios de Águila Imperial Ibérica, lo que supone unas 608.770 ha de hábitat protegido. El número de ZEPA es igual, pero la superficie es algo mayor, 798.383 ha. El 33,8% de los territorios de nidificación se hallan dentro de ENP y el 69,8% en ZEPA. Sin embargo la mayoría de las zonas de dispersión juvenil no cuentan con figuras de protección.

Participación del sector privado. Iniciativas realizadas desde 1998 por ONG, apoyadas por el MMA y la Comisión Europea, han incluido propiedades privadas con territorios de la especie en proyectos específicos para la conservación del hábitat del Águila Imperial Ibérica y vigilancia de sus nidos, suponiendo un aumento de la seguridad y tranquilidad de un buen número de parejas nidificantes. SEO/BirdLife ha realizado tres talleres de conservación de la especie, con el objetivo de favorecer un debate social necesario que permita el acercamiento de sectores cuyas actividades tienen (o pueden tener) incidencia directa en el estado de conservación de la especie: gestores de fincas, ganaderos, cazadores, técnicos de la administración, científicos, conservacionistas, autoridades competentes, etc. Recientemente SEO/BirdLife ha impulsado la creación de la "Fundación Amigos del Águila Imperial", que aglutina a propietarios de fincas en territorios de la especie.

Campañas de sensibilización y educación. Se han dirigido sobretodo al sector cinegético, forestal y agropecuario.

Estrategia Nacional para la Conservación del Águila Imperial Ibérica. La Comisión Nacional de Protección de la Naturaleza aprobó esta Estrategia elaborada en el seno del Grupo de Trabajo del Águila Imperial Ibérica, que indica las directrices y criterios para la recuperación de la especie, y señala los contenidos mínimos que deben contener los planes de recuperación de las

CC.AA. La Estrategia tiene como finalidades: 1) el mantenimiento de la población en crecimiento; 2) lograr un área de presencia superior a 20.000 km², no fragmentada y, 3) una población superior a 1.000 individuos maduros (o cercana a los 500 territorios ocupados).

Planes de recuperación. Instrumento que prevé la Ley 4/89. Sin embargo, hasta la fecha sólo Castilla-La Mancha y Castilla y León se encuentran en la tramitación final para su publicación.

Declaración del Águila Imperial Ibérica como Especie de Interés General. Es una medida prevista por la Estrategia Española para la Conservación y el Usos Sostenible de la Diversidad Biológica (1998). Existe una proposición no de Ley aprobada por el Parlamento, pero aún no ha sido definitivamente aceptada.

Manejo y gestión de la especie. Entre las principales medidas, se pueden destacar: 1) reparación de nidos inestables e instalación de plataformas-nido artificiales; 2) vigilancia de nidos con problemas de molestias humanas; 3) alimentación suplementaria (suministro de alimento periódicamente a las parejas nidificantes con pollos y a los jóvenes volantones), que constituye, además, otro ejemplo de la importancia del conejo. Un ejemplo de su eficacia fueron los resultados de los programas de alimentación suplementaria en la población extremeña (datos de la Junta de Extremadura, 2001). Antes de la aparición de la enfermedad Hemorrágico-Vírica (EHV) del conejo, se conocía un éxito reproductivo de 1,5 y una tasa de vuelo de 1,75 (n = 32) que descendió a 0,76 y 1,13 (n = 67) respectivamente entre 1990 y 1997 (después de la aparición de dicha enfermedad). Estos parámetros reproductivos se recuperaron, entre 1998 y 2001, a 1,25 y 1,76 respectivamente (n = 108), debido a la puesta en marcha de un programa de alimentación suplementaria que suministró alimento de forma periódica a los pollos en nido y durante su periodo de dependencia paternal. En los territorios de Castilla y León, donde el conejo es escaso (por no haberse recuperado sus poblaciones del impacto de la mixomatosis), un programa similar comenzó en 1992, con el objetivo de mejorar la baja productividad de las parejas. De esta forma el éxito reproductivo de 0,69 y la tasa de vuelo de 1,35 registrados entre 1989-91 (n = 45), se recuperó, pasando a 1,48 y 1,82 respectivamente entre 1992 y 2001 (n = 214) (datos de la Junta de Castilla y León). Desde 1992 han volado gracias a la aplicación de este programa 181 pollos, lo que supone entre un 24% y un 35% de todos los pollos que vuelan anualmente (Grupo de Trabajo del Águila Imperial Ibérica, 2001); 4) control y seguimiento radio-telemétrico de jóvenes reinsertados en la naturaleza; 5) reintroducción con éxito de 10 jóvenes (en cuatro años) de ejemplares jóvenes que han sufrido incidencias (caídas de nidos, enfermedades, traumatismos etc.).

Mantenimiento y cría en cautividad. En previsión de que una catástrofe natural, epizootia u otros imprevistos, reduzcan o extingan la población de Águila Imperial, se ha considerado necesario crear un *stock* cautivo que pudiera asegurar su supervivencia en cautividad, para su eventual reintroducción al medio silvestre. Después de bastantes años de trabajo, se debe señalar que no hay hasta el momento éxito en la cría en cautividad. Cuando ello suceda, se podrían proporcionar los ejemplares necesarios en los proyectos de recolonización o reforzamiento de poblaciones. En la actualidad se cuenta con una treintena de ejemplares cautivos (la mayoría irre recuperables) en cuatro centros oficiales de recuperación. Es necesario avanzar en la coordinación de los diferentes centros y en la aprobación de un Plan de Cría en Cautividad para la especie.

Plan de Acción internacional. Por encargo del Convenio de Berna SEO/BirdLife coordinó en 1995, la elaboración de un Plan de Acción internacional para la especie, en el que se indicaban las medidas a desarrollar para recuperar la especie, y que ha servido, entre otras cosas, para fundamentar y elaborar la Estrategia Nacional de la especie (González, 1996).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

El Águila Imperial Ibérica es hoy día una de las aves mejor conocidas y una de las especies amenazadas más emblemáticas. A ella se dedica un gran esfuerzo e importantes recursos para su gestión y recuperación. A pesar de haber aplicado durante más de una década diversas medidas de conservación, aún no han sido resueltos satisfactoriamente problemas importantes para la especie, como son las causas de mortalidad derivada de actividades humanas (venenos y tendidos eléctricos), la pérdida de hábitats de calidad (escasez del conejo), su fragmentación en subpoblaciones, la escasez de incentivos para su conservación y la ausencia de las preceptivas normas legales, como los planes de recuperación, que amparen y aseguren el desarrollo de estas medidas. Por ello, su población no ha conseguido todavía alcanzar los niveles de seguridad fijados en la Estrategia Nacional (ver arriba) y es una especie muy dependiente del manejo y gestión que realiza el hombre. No obstante algunas actuaciones de gestión y conservación, han

dado buenos resultados y pueden servir de ejemplo. En este sentido esto es lo que pretende la Estrategia, para ello considera prioritarias las siguientes actuaciones para el futuro:

- Continuar con las actuaciones tendentes a disminuir la mortalidad de ejemplares, sobretodo las que se dirijan a la lucha contra venenos y medidas anti-electrocución (1).
- Asegurar la conservación legal de su hábitat incorporando la mayor cantidad posible del mismo en la Red Natura 2000 (2).
- Evitar la alteración y transformación de su hábitat, sobretodo las derivadas de obras de infraestructuras y transportes, hidráulicas y urbanas (1).
- Mantener niveles altos de productividad anual de la especie con el control y seguimiento de la nidificación, los programas de alimentación suplementaria y vigilancia de nidos, principalmente (1).
- Fomentar la recuperación del conejo, con medidas de manejo del hábitat, gestión cinegética acorde a sus poblaciones y requerimientos biológicos, repoblaciones y tratamiento de enfermedades(1).
- Incorporar al sector privado en la conservación de la especie, valorando su contribución, concienciando e incentivando las actuaciones de mejora del hábitat (1).
- Incrementar el nivel de sensibilización respecto a su problemática de conservación (2).
- Aprobar los planes de recuperación de la especie (1).
- Dotar a la Estrategia Nacional de rango legal adecuado (2-1).

Águila Real

Aquila chrysaetos

Casi Amenazado; NT C1

Autor: Bernardo Arroyo

El Águila Real cuenta con una amplia distribución en España, asociada a ambientes rupícolas. Dependiendo de las regiones, parece encontrarse en una lenta recuperación, estabilidad o inclusive declive (desde el último censo nacional de 1990). La información disponible -de precisión variable según regiones-, sugiere que la población total española se encuentra entre las 1.440-1.500 parejas. Las amenazas vigentes son muy diversas y están relacionadas con la pérdida de hábitat favorable (infraestructuras, expansión urbana), electrocución, persecución directa (disparos, veneno, expolio, etc.) y molestias. Requiere de medidas de conservación que hoy en día, no llegan a un mínimo aceptable para garantizar una evolución favorable de sus efectivos. Si se consideran el conjunto de amenazas vigentes y la predecible pérdida futura de la calidad del hábitat, la especie debe calificar en la categoría de Casi Amenazado atendiendo a su tamaño poblacional pequeño y a no descartar posibles declives del 10% en los próximos 33 años (tres generaciones).

DISTRIBUCIÓN

Especie exclusiva del hemisferio norte, cuyas principales áreas de cría se extienden entre los 70° N y los 20° N (Watson, 1997). Su patrón de distribución resulta típicamente Holártico (Del Hoyo *et al.*, 1994), si bien recientemente se ha descubierto una pequeña población fuera de los límites de esta región, en las montañas del sur de Etiopía (Clouet *et al.*, 1999). En la península Ibérica habita la subespecie *homeyeri*, que se extiende por el norte de África hasta Anatolia, península Arábiga e Irán (Del Hoyo *et al.*, 1994).

España. Presenta una amplia y heterogénea distribución en la España peninsular, ocupando los principales sistemas montañosos, con poblaciones numerosas en el Sistema Ibérico, cordille-

ras Béticas, Sierra Morena y Pirineos. Falta en amplias zonas de ambas mesetas y de la depresión del Guadalquivir, resultando particularmente escasa en Galicia y en la franja costera del Cantábrico (Arroyo *et al.*, 1990). No existe información fiable sobre su distribución en el pasado, aunque se estima que no ha debido experimentar variaciones de importancia, a excepción de su posible desaparición en Baleares.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

El tamaño de la población mundial de esta especie resulta difícil de establecer por falta de información en amplios sectores de

Asia, pero se estima que debe estar compuesta por 50.000-100.000 pp. (Watson, 1997). En Europa las estimas más recientes cifran en 6.600-12.000 el número de parejas reproductoras (Bird-Life International/EBCC, 2000). La población española representa aproximadamente el 21% (estimaciones mínimas para Europa y España).

Se estima que la población española de Águila Real perdió el 30% de sus efectivos originales entre 1960 y 1990, si bien a finales de los ochenta se modificó esta tendencia, entrando en una fase de estabilidad (Arroyo *et al.*, 1990). Aunque la información es incompleta, la tendencia para el periodo 1990-2000 es aparentemente de estabilidad o ligero incremento (mínimo de 1.440 pp. en la situación actual/reciente), una evolución que refleja la situación de la práctica totalidad de las comunidades.

Andalucía. Presente en todas las provincias, aunque se restringe a Sierra Morena y sus estribaciones, y a las cordilleras Béticas (Máñez, 2001b). No se conoce con suficiente claridad la tendencia, situación en parte debida a una mayor prospección reciente en comparación con el censo de 1990 (cifra más probable de entonces de 216 pp.) (Arroyo *et al.*, 1990; B. Arroyo). La situación actual/reciente (2000-02) arroja unas 214-246 pp., la mayoría en Jaén, Granada, Córdoba y Sevilla (Gil Sánchez *et al.* 2000; Máñez, 2001b; F. Martín Barranco *in litt.*; M. J. Martos Salinero/DPMA de Sevilla-Junta Andalucía *in litt.*; I. Fajardo/DPMA de Huelva-Junta de Andalucía *in litt.*; A. R. Muñoz Gallego, com. pers.).

Asturias. Localizada en la vertiente norte de la cordillera Cantábrica y sierras prelitorales del oriente de la región, conformando dos núcleos separados (Benito *et al.*, 1992). Lenta mejoría poblacional en el último decenio, donde la población se mantiene en 27 pp. (González-Quirós, 2000).

Aragón. Se reparte por toda la comunidad, aunque falta de los sectores más humanizados y de escaso relieve (corredor del Ebro, bajo Aragón, etc.) (Sampietro *et al.*, 1998). Se estima un incremento de la población del 5% en la última década, con unas 260 pp. en 2001 (L. Lorente, Taller de Libro Rojo, Valsáin).

Cantabria. Confinada a los relieves de la cordillera Cantábrica, en el sur de la Comunidad. Tendencia estable, con 7-11 pp. en 1997 (Barquín *et al.*, 1997).

Castilla-La Mancha. Presente en todos los sistemas montañosos de la Comunidad y ausente de la Mancha y depresión del Tajo. Se considera que está experimentando un ligero aumento en relación con censos anteriores (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). De ese trabajo, de la situación de 1990, y una aproximación poco precisa para Ciudad Real (J. Guzmán Piña, com. pers.), se estima que el número de parejas para el periodo (1995-2002) podría situarse en las 250.

Castilla y León. Distribución eminentemente periférica, asentándose los principales núcleos poblacionales en la cordillera Cantábrica y los sistemas Ibérico y Central. Ocupa también los barrancos de la penillanura paleozoica (Salamanca y Zamora) y su presencia es puntual en la depresión del Duero. En la última década el número de parejas ha aumentado en torno al 14%, con 239-257 pp. en 2000-01, la mayoría en las provincias de Burgos (53 pp.), León (32-34 pp.), Salamanca (26-27 pp.) y Soria (53 pp.) (Arroyo, 2000; B. Arroyo).

Cataluña. Ocupa con amplitud los sectores pirenaicos y también las estribaciones del Sistema Ibérico, en el ángulo sudoccidental de la Comunidad. Escasa y localizada en las cordilleras litorales. Se estima una tendencia positiva con un incremento del número de cuadrículas ocupadas en los últimos 20 años (J. Estrada/ICO, *in litt.*). El total de la población en Cataluña (2002) puede rondar las 84 pp., en orden de importancia destaca Lleida con unas 50 pp., seguido de Tarragona con otras 19 (Servei de Protecció i Gestió Fauna/Departament de Medi Ambient *per* SEO/BirdLife). J. Estrada/ICO (*in litt.*), estiman unas 100 pp.

Comunidad Valenciana. Distribución amplia por el interior y también en las sierras entre Valencia y Alicante. Falta de la franja litoral y llanuras asociadas (Uríos *et al.*, 1991). Estable en Valencia (Rico *et al.*, 1999) y cierta tendencia al aumento (3% anual) en Alicante (Rico & Martín, 1995). La estimación para 2002 asciende a unas 74 pp. (Alicante: 14 pp. y Valencia: 35-40 pp., P. Mateache *in litt.*; Castellón: 25-28 pp.: V. J. Hernández *in litt.*).

Extremadura. Ocupa toda la región, faltando sólo de algunos sectores del centro y oeste (Sánchez & Rodríguez, 1993). Se estima que la población se mantiene estable, alcanzando probablemente las 100 pp. (J. Prieta, en Taller de Libro Rojo de Valsáin).

Galicia. Confinada a las sierras surorientales de la comunidad, en las estribaciones de la cordillera Cantábrica (SGHN, 1995). La población total alcanza 7 pp. (Munilla & Mourinho, 1995; Penas-Patiño *et al.*, 1995).

Madrid. Ocupa con exclusividad los relieves del Sistema Central y zonas periféricas. Población estable, 13 pp. (Ferreiro *et al.*, 2001).

Murcia. Ampliamente distribuida por las regiones montañosas de toda la comunidad. En conjunto se considera estable, con 42-44 pp. en 2002 (E. Aledo/DGMN-Murcia *in litt.*) (DGMN/Murcia, 2002), aunque la tendencia al aumento citada en 1997 podría haberse invertido localmente (Calvo Sendín *et al.*, 1997).

Navarra. Distribución amplia por toda la comunidad, faltando en La Ribera y sector noroccidental (Elósegui, 1985). Desde 1990 el número de parejas ha aumentado en más del 20%, con 41 pp. en 2000 (Fernández *et al.*, 2002).

País Vasco. Confinada a la provincia de Álava, en el sur de la comunidad, con una población estable de 10-11 pp. (GADEN, 2000).

La Rioja. La mayor parte de las parejas (24-26 pp.) en los relieves del Sistema Ibérico y algunas en el norte de la Comunidad, en la cordillera Cantábrica. Tendencia al alza (I. Gámez *in litt.*)

ECOLOGÍA

Especie generalista cuya presencia se relaciona con los ambientes rupícolas, principalmente en las regiones de montaña, aunque localmente desborda este marco ambiental. Ocupa una amplia variedad de hábitats y muestra una cierta preferencia por los paisajes abiertos, evitando las áreas forestales extensas. La altitud media de nidificación es de 950 m s.n.m., con un rango que oscila entre los 160 m y los 2.150 m (Arroyo *et al.*, 1990). La mayoría de las parejas emplaza sus nidos en roquedos y sólo el 10% utiliza diferentes especies de árboles, aunque este porcentaje experimenta variaciones regionales, como por ejemplo en la depresión del Ebro, donde un 40% de las parejas nidifican en árboles.

Para nidificar necesita áreas tranquilas, con escasa interferencia humana (Del Hoyo *et al.*, 1994; Fernández, 1993b). La puesta tiene lugar desde finales de febrero hasta finales de marzo y su tamaño medio es de 1,95 huevos (Arroyo *et al.*, 1990). La incubación dura 41-45 días y la estancia de los pollos en el nido se prolonga entre 65 y 80 días. En España el 63% de las parejas se reproducen con éxito, con una tasa de vuelo de 1,31 pollos/pareja y una productividad de

0,81 pollos/pareja, aunque estas cifras pueden experimentar importantes variaciones interanuales y regionales. Tras abandonar el nido los jóvenes dependen de los adultos durante unos tres meses, momento en el que inician una vida independiente (Arroyo & Ferreiro, 1996). Amplio espectro trófico que incluye mamíferos (lagomorfos), aves (palomas y perdices) y reptiles (lagartos y ofidios) (Delibes *et al.*, 1975). Las parejas reproductoras son sedentarias mientras que los jóvenes e inmaduros presentan movimientos dispersivos todavía insuficientemente comprendidos.

AMENAZAS

La persecución y la alteración del hábitat son las amenazas más graves que se ciernen sobre la población, destacando también por su importancia la electrocución. En 1980-88 se han abatido un mínimo de 157 águilas, 35 han sido envenenadas o capturadas en cebo y 196 intentos reproductores han fracasado por expolios o destrucción de nidos. Además, al menos 57 individuos han muerto electrocutados (Arroyo *et al.*, 1990).

Todo este conjunto de factores, que se comentan con más detenimiento a continuación, representan una amenaza evidente y tangible a la integridad de la especie, pero la positiva evolución temporal de la población de águila real sugiere que el impacto global de las amenazas debe ser un tanto relativo, si bien resulta innegable al mismo tiempo, la influencia que deben ejercer en la tasa y velocidad de recuperación de la población.

Persecución. Otras referencias más recientes señalan que en Castilla y León se estima que anualmente se abaten a tiros al 2% de los individuos ($n = 500$) y que casi el 3% de los intentos reproductores fracasan cada temporada por expolio o destrucción de los nidos (Arroyo, 2000). En cuanto a Murcia, las principales causas de muerte no natural son los disparos (41,2%; $n = 37$) y los expolios de nidos (32,4%; $n = 37$) (Sánchez-Zapata, *et al.* 1995). La utilización de cebos envenenados, relacionada por lo general con la gestión cinegética, ha experimentado en los últimos años un claro aumento, aunque parecen existir en ello diferencias regionales. Los hábitos parcialmente carroñeros del águila real explican su vulnerabilidad a estas acciones y aunque todos los años salen a la luz casos, el impacto general del uso de venenos resulta casi imposible de cuantificar. Se estima no obstante, que sus consecuencias no son, en estos momentos, demasiado importantes, salvo a nivel local, como por ejemplo en algunas zonas de Murcia (Calvo Sendín *et al.*, 1997) o en las poblaciones extremeñas fronterizas con Portugal.

Pérdida de hábitat. La destrucción o pérdida de calidad del hábitat (construcción de infraestructuras, urbanizaciones, etc.) representa una amenaza importante, sobre todo por el carácter generalmente irreversible de estas acciones. Sin embargo, la escasez de datos al respecto impide cuantificar su impacto global.

Electrocución. El incremento de tendidos eléctricos supone una seria amenaza para la especie, que sufre numerosas bajas por electrocución, resultando afectadas tanto las parejas reproductoras como los jóvenes e inmaduros que se concentran en determinadas áreas (p.ej. en la depresión del Tajo, Campo de Montiel, etc.). Tampoco en este caso puede cuantificarse su impacto general en la población, aunque a modo de ejemplo se puede señalar que en Castilla y León se estima que anualmente mueren al menos seis individuos por esta causa (Arroyo, 2000).

Molestias inducidas por el hombre. Las molestias producidas por las actividades humanas (escalada, senderismo, pesca

deportiva, obras y trabajos forestales) revisten por lo general menor trascendencia, ya que su expresión más habitual es la reducción del éxito reproductor. Su evaluación indica que en España se malogran por esta causa el 8% de los intentos reproductores (Arroyo *et al.*, 1990), una cifra similar a la estimada para Castilla y León (9,3%; Arroyo, 2000).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La mayoría de las CC.AA. realizan seguimiento, aunque hay disparidad en la frecuencia y metodologías. Es necesario coordinación interautonómica que permita hacer un seguimiento más adecuado de la evolución de sus poblaciones a nivel estatal.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Eliminación de las causas de mortalidad.

- Modificar los postes peligrosos y balizar los cables de los tendidos existentes en los territorios.
- Incrementar los servicios de guardería y ampliar sus medios.
- Establecer programas de sensibilización y educación para la guardería y el colectivo de cazadores.
- Aplicar las sanciones a los infractores de la ley y contemplar el cierre temporal de los cotos donde se persiga a las especies protegidas.

Protección de las áreas de nidificación.

- Impedir la construcción de carreteras, pistas o caminos en las áreas de nidificación y sus alrededores.
- Impedir la instalación de canteras, embalses y construcción de edificios en las áreas de nidificación y sus alrededores.
- Impedir la construcción de tendidos eléctricos en las áreas de nidificación y sus alrededores.
- Restringir el acceso de vehículos en los viales que discurran por las áreas de nidificación y que por su ubicación puedan interferir en los procesos reproductores.
- Impedir la realización de trabajos forestales, de mejora de la red vial y otras obras en un radio de 2 km alrededor de los nidos durante la época de cría.
- Regular las actividades deportivas (senderismo, pesca, escalada, etc.) causantes de impacto en las áreas de nidificación, particularmente durante la época de cría.

Gestión del hábitat.

- Impedir cambios en los usos del suelo a gran escala (cultivos forestales, intensificación de cultivos, etc.).
- Mejora de poblaciones de presas mediante programas de recuperación y medidas de gestión del hábitat en las áreas donde sea preciso.
- Estudiar la aplicación de regímenes especiales de aprovechamiento cinegético en los territorios de cría en los que sea preciso.

Investigación y seguimiento.

- Establecer un programa anual de censo y seguimiento de la reproducción que sea representativo de la diversidad ecológica, geográfica y estado de conservación de la especie en España.
- Profundizar en el conocimiento de su biología, fundamentalmente en la utilización del hábitat, patrones de dispersión juvenil, causas e impacto de la mortalidad, etc.
- Elaborar planes de manejo y gestión de la especie y alternativamente planes de recuperación de la especie donde se requiera, en todas las CC.AA.

Águila-Azor Perdicera *Hieraaetus fasciatus*

En Peligro; EN C1

Autor: Joan Real

El Águila-Azor Perdicera ha desaparecido prácticamente de la meseta norte, quedando poblaciones relictuales en Castilla y León habiéndose fragmentado asimismo de en la zona centro y Castilla-La Mancha. Las poblaciones del sureste, levantinas y catalanas, otrora unas de las más densas de la Península han sufrido descensos muy bruscos (entre el 25-50%) en las dos últimas décadas (aproximadamente dos generaciones). Las únicas poblaciones aparentemente estables se sitúan en algunas zonas de Andalucía y Extremadura. El Águila-Azor Perdicera con una población pequeña (1.500 parejas territoriales) se encuentra En Peligro de extinción puesto que ha sufrido una drástica disminución en la mitad septentrional de su distribución de la península Ibérica, así como el sureste y Levante.

DISTRIBUCIÓN

De distribución indoafricana. La subespecie nominal habita desde Indochina y la India hasta el Mediterráneo. Mientras las poblaciones asiáticas son desconocidas, las mediterráneas tienen sus mayores efectivos en la península Ibérica y los países del Magreb (Del Hoyo *et al.*, 1994; Real *et al.*, 1997).

España. Presente, fundamentalmente, en la franja de sierras costeras mediterráneas, en las CC.AA. de Cataluña, Comunidad Valenciana, Murcia y Andalucía. También se encuentra ampliamente distribuida en Extremadura. De forma más irregular en el interior de la península en Aragón, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Madrid, Navarra, La Rioja. Relictual en Galicia y cordillera cantábrica. Falta en ambos archipiélagos y en Ceuta y Melilla. Los ejemplares dispersantes de origen septentrional realizan movimientos hacia el sur y sureste, Levante, Castilla-La Mancha, Extremadura y Andalucía y permanecen temporalmente en áreas de dispersión (Mañosa *et al.*, 1998). Éstas se caracterizan por la ausencia de adultos territoriales y por la gran abundancia de presas, especialmente conejo y perdiz. Las más importantes: depresión de Lleida, la sierra de Escalona (Alicante-Murcia), campiña de Albacete, suroeste de Madrid y Toledo, encinares de Trujillo (Cáceres) y Valencia de las Torres-La Serena (Badajoz) y la cuenca de la laguna de La Janda (Cádiz). Las áreas de dispersión conocidas hasta el momento y más relevantes se encuentran en la depresión de Lleida (Lleida), la sierra de Escalona (Alicante-Murcia), zonas de campiña de Albacete, diversas áreas del suroeste de Madrid y Toledo, la Serena en Extremadura y cercanías de la laguna de la Janda en Cádiz.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población española representa aproximadamente el 75% de la europea, encontrándose en declive en la mayoría de los pocos países que albergan poblaciones (BirdLife International/EBCC, 2000). Francia cuenta con una exigua población de unas 25 pp. (1997) que ha podido disminuir en más de un 50% desde los años setenta (Cheylan & Ravayrol, 1999). En Portugal, la población es de 77-79 pp. y se encuentra en un declive moderado (Palma, *et al.*, 1999). El conjunto de la población ibérica alcanzaría en la situación actual/reciente (1999-2002): 733-800 pp.

España. Quizá porque el Águila-Azor Perdicera fue en el pasado una especie común en la mayoría de sierras mediterráneas y a la vez que discreta, al contrario del Águila Real y Águila Imperial Ibérica -más conspicuas y buscadas por naturalistas y coleccionistas-, existe muy poca información antigua sobre el estado de sus poblaciones. La primera estima reciente arrojó una cifra de 600-700 pp. en 1986 (Equipo de Estudio del Águila Real y Perdicera, inédito), aunque quedaban amplias zonas de Andalucía sin cobertura, que posteriormente se han revelado como unas de las más numerosas para la especie, por lo que probablemente la población ascendía al millar de parejas. En 1990 se realizó el primer censo que arrojó entre 679-755 pp. (Arroyo *et al.*, 1995). Finalmente en el año 2000 se estimó una población de entre 658 y 721 pp., en base a la recopilación de información del Grupo de Trabajo del Águila Perdicera-MMA y CC.AA. La estima de 2000 ha mejorado la prospección en diversas zonas de Andalucía y Castilla-La Mancha, por lo que el resultado no refleja la evolución general de la población. En este sentido a tenor de las tendencias observadas en áreas prospectadas con la misma intensidad y extensión, la tendencia global durante la última década es claramente negativa, aunque con diferencias geográficas importantes.

La evolución del conjunto de la población española no se conoce con el suficiente detalle necesario para realizar una correcta evaluación de la especie, no obstante, la información disponible, permite obtener conclusiones sobre su evolución (por regiones) desde la década de los años setenta para Cataluña, Navarra y País Vasco; la década de los ochenta para Madrid, Murcia y Comunidad valenciana, más recientemente (desde 1990) para el resto (véase a continuación para más detalles). La información de censos y estimas permite llevar a cabo comparaciones parciales, se puede afirmar con un mínimo de garantías que los declives más fuertes (40-80%) se han producido en las áreas más septentrionales (desde Castilla y León, País Vasco, Navarra y Aragón¹, hasta Madrid), y por el litoral mediterráneo (salvo Cataluña, donde el declive ronda el 28% en las últimas tres generaciones) hasta la Región de Murcia. Las poblaciones del Águila-Azor Perdicera para el conjunto de esta región de mayores declives, no supera en la actualidad más allá del 34% del total de los efectivos de España. Las poblaciones más meridionales y suroccidentales: Andalucía, Extremadura y Castilla-La Mancha, albergan el resto de los efectivos (c.54%). En esta región, la información disponible apunta a una cierta estabilidad (con excepción de Albacete y Cuenca, y de

forma más local en Almería y Jaén), aunque las amenazas son notables, y un mayor esfuerzo de prospección reciente, bien podría estar ocultando un declive no cuantificado).

Andalucía. De la comparación de los censos de 1990 y 2000, se aprecia un aumento de 238-274 a 270-309 territorios ocupados. Este incremento es debido a una notable mejora de la cobertura de prospección en Córdoba y Granada, y no es un reflejo real de la evolución de la población, puesto que los seguimientos recientes en dichas áreas indican que sus efectivos se mantienen estables (Dobado-Berrios *et al.*, 1998; Gil *et al.*, 2000; Balbontín *et al.*, 2000; Dobado-Berrios *et al.*, 2001). La población andaluza tiene áreas donde la producción de pollos es elevada y la mortalidad adulta baja como en Cádiz y Granada (Balbontín *et al.*, 2000, Gil *et al.*, 2000), que corresponden con densidades elevadas de reproductores. Mientras en otras zonas de Jaén y Córdoba existen productividades y mortalidades moderadas (Dobado-Berrios *et al.*, 1998). En general la población andaluza parece gozar de buena salud, quizás a la excepción de algunas sierras de altitud en Almería y Jaén, donde han desaparecido parejas. El aumento de la mortalidad en algunas zonas puede ser un factor determinante en el futuro de dichas poblaciones.

Aragón. En Aragón la especie ha disminuido drásticamente en la última década de 42-47 a 30 pp., donde su población había sido incluso superior durante los años setenta. La disminución más acentuada se ha dado en la provincia de Huesca donde quedan tres territorios ocupados. No hace más de 20 años existían una veintena de parejas en esta zona (declive del 85%), siendo especialmente común en las sierras exteriores pre-pirenaicas. Algo parecido ha sucedido en Teruel. Actualmente el grueso de la población se sitúa en las zonas más áridas de la cuenca del Ebro entre las provincias de Zaragoza, Teruel, a caballo con las de Lérida y Tarragona, donde conforman un núcleo específico.

Asturias, Cantabria. Mientras en Asturias y Cantabria diversos autores la indicaban como nidificante aunque muy escasa hace unas décadas (Noval, 1976), hoy día tan sólo existe un probable cita de cría en el límite de Asturias con Cantabria, y observaciones dispersas.

Castilla-La Mancha. En esta región se ha observado una disminución de 88-98 a 81-82 territorios ocupados (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). La disminución más importante se ha dado en Albacete y Cuenca, especialmente en sierras interiores, zonas abruptas y forestales. Estas dos provincias (con el 43% de los efectivos actuales), a pesar de un mayor esfuerzo de prospección, arrojan en conjunto un declive del 30% (comparación de datos de 1990 y 2001). Teniendo en cuenta el mayor esfuerzo de prospección, probablemente, el declive sea superior al indicado. En algunas áreas como en Toledo y Ciudad Real, el número de parejas controlado ha sido superior, desconociéndose si se trata de nuevas parejas o de mejora de la prospección (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002), aspecto que dificulta conocer la tendencia real de la especie en estas dos provincias, donde el alimento es abundante y algunas parejas incluso llegan a criar en árboles y torretas de tendidos eléctricos (sin infravalorar las numerosas amenazas vigentes, véase apartado relevante).

Castilla y León. Aunque probablemente en zonas extensas de la meseta norte la especie debió de ser escasa, sin embargo, durante los años setenta existieron poblaciones boyantes en diversos cañones fluviales de Segovia y Soria, donde prácticamente se ha extinguido (Fernández *et al.*, 1998). Otros núcleos importantes como el de Burgos y que llegó a contar con más de una veintena de parejas durante los años ochenta, hoy a penas mantiene más de

cinco. Dicha población se caracteriza por tener una muy baja productividad, causada por la falta de alimento, especialmente la ausencia de conejo y perdiz (Fernández *et al.*, 1998). Actualmente el núcleo mejor conservado se encuentra en los Arribes del Duero, nidificando en el límite con Portugal (Tras-os-Montes) y que continua posteriormente por las cuencas de los afluentes del Duero en éste último país (Fraguas, 1999).

Cataluña. Durante la década de 1970 la población se estimaba en un mínimo de 80 territorios ocupados, mientras que en 1990 el censo arrojó 62-68 y en el 2000, 58-64 (lo que supone un declive del 28% en las casi tres generaciones indicadas). En la provincia de Barcelona, una de las áreas mejor seguidas, mientras en el año 1970 existían un mínimo de 18 territorios ocupados, en 1996 tan sólo eran nueve, habiéndose incrementado posteriormente a 11 en 2002. Mientras la población barcelonesa ha recuperado algunos territorios perdidos y su tasa de reproducción es elevada, en la provincia de Tarragona donde existía una densidad muy elevada (1 pareja/84 km²: Real, 1991), hoy día es una de las zonas donde se registra una tasa de pérdida de parejas mayor, habiéndose contabilizado 13 territorios abandonados en los últimos 12 años. Uno de los problemas más acuciantes que tiene la población catalana de perdiceras es el incremento de la mortalidad adulta que se ha triplicado en la última década y que es causada básicamente por electrocución con tendidos de distribución. La persecución a tiros persiste.

Navarra/País Vasco. Aunque el Águila-Azor Perdicera nunca fue común en esta región, un mínimo de 13 territorios ocupados existieron durante los años setenta (C. Fernández com. pers.), unos cinco en Álava, limitando con Burgos y ocho en Navarra, de los que quedan sólo uno en Álava (declive del 80% en algo menos de tres generaciones) y dos en Navarra (algunos años tan sólo se registra un territorio ocupado (declive mayor al 75% en algo menos de tres generaciones). Diversos problemas acucian a dicho núcleo, por un lado la muerte por electrocución y disparo, y por otro probablemente los problemas ambientales y de aislamiento poblacional.

Extremadura. Existe poca información en esta CC.AA. para valorar la evolución de su población y el estado de conservación. En principio su evolución es estable (alrededor de 80-90 territorios ocupados). Aunque existen notables diferencias de conservación entre las poblaciones, probablemente las poblaciones septentrionales cacereñas tienen más dificultades en la reproducción, mientras que las más meridionales, algunas en zonas con abundante conejo (y en otras, gran escasez), se reproducen bien. Algunos de los problemas que tienen están relacionados con la caza y la gestión de los cotos, no es raro que los nidos sean expoliados. Existen áreas muy peligrosas donde se electrocutan jóvenes.

Galicia. Tan sólo existe una cita de cría reciente en los límites con León.

Madrid. Se conocía la presencia de nueve territorios ocupados durante la década los ochenta (Arroyo *et al.*, 1995), que quedaron reducidos a uno durante la década de los noventa. Actualmente subsisten dos parejas que crían con éxito (Bermejo *et al.*, 2001). En el sur de la provincia existe una zona de dispersión de jóvenes que coincide con cotos de caza menor con abundante alimento. En esta zona se tienen registros de aves muertas, alguna de ellas electrocutadas, pero en los últimos años parecen haberse eliminado estos problemas (J. C. Del Moral, com. pers.).

Murcia. En esta comunidad es conocido que la población era de alrededor de 41 territorios ocupados a principios de los

años ochenta, llegando a 24-29 el año 1990 y tan sólo 16 territorios a mediados de los noventa (Sánchez-Zapata *et al.*, 1995). Sin embargo en los últimos años se ha detectado una ligera recuperación, habiendo 24 territorios ocupados el año 2001 (Carrete, 2002). Cabe remarcar que en esta comunidad alberga una área de dispersión a caballo con Alicante, en la sierra de Escalona, donde incluso se han observado jóvenes nacidos en Cataluña.

Comunidad Valenciana. Los censos de 1990-2000 arrojan un descenso de dicha población de 99-102 a 81-89 territorios ocupados, situación que parece que ha sido similar en las tres provincias.

Sin embargo la gran reducción de sus efectivos se dio durante la década de los ochenta y mediados de los noventa, así se sabe que en Castellón, a principios de dicha década eran conocidos 46 territorios ocupados, mientras hoy día a penas llegan a 30 (J. Bort, *in litt.*), en Valencia de cerca de 50 (J. R. Álvarez Pardo y V. Urios, com. pers.) a 36-39, y en Alicante de unos 40 territorios ocupados a 20 (L. Rico, com. pers.; Arroyo *et al.*, 1995).

La Rioja. En esta región se asienta un pequeño núcleo de 4-5 territorios que apenas ha variado en los últimos años. Su importancia radica en situarse en una área septentrional y de importancia puesto que puede ser un núcleo de conexión con otras poblaciones del norte de Castilla y León, Navarra y del sur del valle del Ebro.

ECOLOGÍA

Los ejemplares territoriales ocupan sierras, pequeñas colinas y llanuras, donde crían en cortados rocosos de dimensiones variables. Algunas parejas lo hacen sobre árboles (alcornoques, pinos y eucaliptos) especialmente en el sur y oeste peninsular, e incluso en torretas de tendidos eléctricos de transporte. Las áreas de cría suelen situarse en los exteriores de las sierras, criando en barrancos que albergan un número variable de nidos que utilizan según conveniencia. Los cortados suelen ser de dimensiones variables, mientras en grandes macizos pueden criar en acantilados de más de cien metros de altura, en pequeñas sierras y colinas pueden hacerlo a pocos metros del suelo. Los ejemplares territoriales suelen estar ligados todo el año al área de nidificación, aunque probablemente las parejas con menor disponibilidad de alimento pueden desplazarse temporalmente a algunas decenas de kilómetros fuera de la época de cría.

Los ejemplares jóvenes se dispersan alrededor de los tres meses después de abandonar el nido (Real *et al.*, 1998), pudiendo hacer dispersiones de distancia muy variable, desde algunos ejemplares que permanecen a 100-200 km de sus áreas de nacimiento hasta otros que hacen desplazamientos cercanos a los 1.000 km (Cheylan *et al.*, 1996; Cheylan & Marmasse, 1998; Real & Mañosa, 2001). En los ejemplares septentrionales existe un patrón de dispersión hacia el sur, especialmente hacia las zonas del sureste, Castilla-La Mancha, Extremadura y Andalucía.

La madurez sexual ocurre entre los 2-4 años en las hembras y 3-5 en los machos (datos propios). Durante el periodo de inmadurez, los ejemplares tienen una vida errante, realizando grandes desplazamientos y permaneciendo temporalmente en las áreas llamadas de dispersión (Mañosa *et al.*, 1998). Dichas áreas se caracterizan por la ausencia de águilas territoriales nidificantes y gran abundancia de presas, especialmente conejo y perdiz. La abundancia de ejemplares dispersantes está relacionada con la abundancia de presas (Mañosa *et al.*, 1998).

AMENAZAS

La causa primera del declive de la especie es de origen demográfico. El incremento de la mortalidad adulta se ha revelado como una de las causas principales de la regresión de las poblaciones ibéricas. El índice de mortalidad adulta se ha revelado como el parámetro que tiene una incidencia más negativa en la tasa de cambio anual y por tanto en la evolución demográfica de las poblaciones (Real & Mañosa, 1997).

Mortalidad por persecución directa principalmente tiros, trampas y uso de venenos, siendo de especial gravedad en la Comunidad valenciana, Murcia y Cataluña (Real *et al.*, 2001), así como en algunas áreas de Andalucía (Dobado-Berrios *et al.*, 1998). En las dos primeras regiones existe un conflicto muy grave con los palomistas, los cuáles ante la predación de palomas de un valor económico muy importante (apuestas ilegales), no dudan en eliminar a las águilas. En diversas CC.AA., la actividad cinegética es la responsable de la persecución de las águilas. Es especialmente preocupante la persecución que sufren en cotos de caza menor (en algunas zonas, con ejemplares abatidos año tras año), en algunos de los cuáles, se han detectado sistemas específicos para eliminar el Águila-Azor Perdicera, como los cepos con presa viva y el envenenamiento a través de cebos (palomas embadurnadas con pesticidas). Sin duda, la disminución de especies cinegéticas se debe frecuentemente a una gestión inadecuada (elevada presión cinegética, repoblación con ejemplares inadecuados, deterioro del hábitat, etc.).

Electrocución y colisión con tendidos. En otras áreas la primera causa de muerte es la electrocución y colisión con tendidos, siendo especialmente grave en Cataluña -aves nidificantes-, Levante, y zonas de dispersión de Extremadura y Castilla-La Mancha (Mañosa & Real, 2001, Real *et al.*, 2001; CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). Durante la década de los noventa, se han modernizado y construido muchos tendidos de distribución en áreas rurales sin tener en cuenta criterios ambientales, resultado de ello ha sido la triplicación de las muertes por esta causa en varias regiones.

Pérdida del hábitat. En diversas áreas las causas de su declive se relacionan con los cambios de los usos del suelo, y afectan tanto a los territorios de reproducción como a las zonas de dispersión y alimentación: a) *forestación* en las áreas de montaña mediterránea ha habido un incremento de la forestación relacionada con el abandono agrícola-ganadero (norte de Castilla, Cataluña, centro peninsular), con un consiguiente aumento de la cobertura vegetal que se ha traducido en la disminución de sus presas favoritas y por lo tanto en una mayor dificultad de supervivencia (por eje., menor productividad); b) *infraestructuras* principalmente preocupante el incremento en las zonas litorales y con mayor desarrollo económico y grado de humanización creciente, provocando un aumento de infraestructuras eléctricas (ver más detalles arriba), carreteras, urbanizaciones, parques eólicos, canteras, etc.).

Cambios en la dieta. Motivado por la rarefacción del conejo, debido a enfermedades (mixomatosis y hemorrágico-vírica) y fruto de la gestión inadecuada de los recursos cinegéticos y de los usos del suelo, en diversas zonas, la especie debe subsistir mediante la predación de presas antropófilas (palomas de competición, palomas domésticas, córvidos, gaviotas, etc.), especies que entablan también un mayor riesgo de muerte directa (persecución, intoxicación), como indirecta (tricomoniasis, contaminación) (Real *et al.*, 2000).

Molestias por actividades recreativas. En las áreas de nidificación la cada vez mayor presencia humana mediante deportes de montaña (escalada, excursionismo, aparatos voladores), no solamente causan pérdidas de nidadas (cada vez más frecuentemente), sino que incluso provoca la deserción definitiva de territorios.

Competencia interespecífica. Finalmente se han citado en diversas regiones los efectos negativos de otras especies en aumento, como el buitre leonado y el Águila Real, que en determinados casos usurpan nidos y áreas de cría. Aunque no son bien conocidas las causas, muy probablemente no deja de ser un reflejo de los cambios de hábitat y también de la elevada mortalidad que padecen las perdiceras.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Cuenta con un Grupo de Trabajo específico de la DGCN/MMA y las CC.AA., instancia de coordinación, donde se hace revisión y puesta en común sobre la situación de la especie en España y se debaten medidas de conservación. Cuenta también con un plan de acción internacional de la Comisión Europea (Arroyo & Ferreiro, 2001).

La especie cuenta con programas de seguimiento en la mayoría de las CC.AA. Al considerarse “Vulnerable” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, la legislación obliga a la elaboración de planes de conservación, que hasta el momento solamente Navarra y La Rioja cuentan con la norma preceptiva, mientras que otras comunidades, aunque cuentan con los planes, éstos no cuentan con ningún tipo de respaldo legal.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Las medidas más relevantes que debieran de tomarse para la conservación y recuperación de las poblaciones de Águila-Azor Perdicera, tendrían que ir encaminadas hacia la disminución de la mortalidad y a la conservación y mejora de sus territorios de nidi-

ficación y caza. La mayor parte de las medidas propuestas ya han sido consideradas y recomendadas en el Plan de Acción Internacional (ver para más detalles: Arroyo & Ferreiro, 2001).

Gestión cinegética. Es necesario desarrollar planes de gestión cinegéticos sostenibles, que favorezcan el mantenimiento y mejora de las poblaciones de conejo y perdiz. Para ello es imprescindible que las tasas de captura se fijen en función de la abundancia anual de las especies cinegéticas, y sólo se explote parte de la producción anual de jóvenes. Ello implica la modulación de la presión cinegética, la mejora de los hábitats y la minimización de las repoblaciones.

Tendidos eléctricos. Es necesario una legislación estatal básica sobre tendidos eléctricos que impidiera la colocación de torretas con diseños peligrosos y fomentará la localización y corrección rápida de los tendidos peligrosos ya existentes. Aunque desde hace varios años se ha trabajado en la preparación de un borrador de Real Decreto con requisitos que deben cumplir las instalaciones eléctricas para evitar electrocución o choques, texto legal que resulta de gran urgencia.

Columbofilia. Regular adecuadamente las actividades de palomos deportivos.

Protección. Todas las áreas de nidificación y áreas de dispersión conocidas deben gozar de suficiente protección para impedir transformación irreversible de sus territorios, especialmente por urbanización y infraestructuras.

Investigación aplicada. Las siguientes líneas de investigación se consideran importantes: a) *selección de hábitat* de los adultos, para establecer hábitats y sitios prioritarios de caza y promover su conservación; b) *demografía* estudio de parámetros demográficos así como las relaciones de interdependencia entre poblaciones para que se establecieran planes de conservación interregionales e internacionales que permita priorizar medidas a realizar; c) *áreas de dispersión* profundizar el conocimiento de la dispersión de los jóvenes, los hábitats que seleccionan, su relación con sus poblaciones de reclutamiento y tasas de mortalidad para reducir la mortalidad pre-adulta; d) *seguimiento* coordinado en las distintas CC.AA., en metodología y periodicidad.

Águila Pescadora *Pandion haliaetus*

En Peligro Crítico ¹; CR D

Autores: Rafel Triay y Manuel Siverio

El Águila Pescadora se encuentra En Peligro Crítico ¹ por tener una población muy pequeña (2001-2002) de unas 30-38 parejas repartidas en dos núcleos aislados (archipiélagos balear y canario). A lo largo de las décadas de los años sesenta, setenta y principios de los ochenta, sufrió una drástica disminución en sendas subpoblaciones, habiendo desaparecido como reproductor de las costas levantinas y andaluzas. A pesar de haber mostrado una recuperación importante en las últimas décadas, sus efectivos se consideran demasiado esciguos, probablemente muy cercanos al límite de la capacidad de acogida del hábitat, siendo por ello muy incierta su viabilidad.

DISTRIBUCIÓN

De amplia distribución: principalmente Holártica, Paleártica y Australasia. En el Paleártico habita la subespecie nominal con una

población que superaría las 13.000 pp. (Del Hoyo *et al.*, 1994), distribuidas mayoritariamente por el norte de Europa y Rusia. Las poblaciones más próximas a las españolas se encuentran (o encontraban) en el suroeste de Portugal (Algarve), donde nidificó

hasta 1997, con nuevos intentos de nidificación recientes (Palma, 2001); Córcega con 26 pp. en 1996 (Patrimonio & Pratz, 1999); costa norte de Marruecos con 20 pp. hasta 1993, Argelia con 10-15 pp. a finales de los años ochenta (Snow & Perrins, 1998) y Cabo Verde con 76-86 pp. en 1998-1999 (Palma *et al.*, 2000). Durante las últimas décadas ha experimentado un proceso general de recuperación, si bien algunas poblaciones sedentarias, con escasos efectivos, como los núcleos mediterráneos, islas Canarias, islas de Cabo Verde, mar Rojo y golfo Pérsico, continúan amenazadas (Del Hoyo *et al.*, 1994; Collar *et al.*, 1994).

España. A principios de la segunda mitad del siglo XX, el Águila Pescadora estaba presente como reproductor en todas las islas principales de los archipiélagos Balear y Canario, en la costa Cantábrica, nidificando hasta 1960 en las proximidades de la Ría de Ribadesella (Bijleveld, 1974) y en la costa mediterránea, donde criaron las últimas tres parejas conocidas en Girona, Alicante y Málaga-Granada respectivamente (González *et al.*, 1992; Blanco & González, 1992), si bien en Alicante nidificó excepcionalmente en 1981 sobre un árbol en el embalse de Beniarrés (Urios *et al.*, 1991).

En la actualidad se encuentra como reproductor en las islas de Mallorca, Menorca, Cabrera (archipiélago Balear), Tenerife, La Gomera, El Hierro, Lanzarote, Alegranza, Montaña Clara y Lobos (archipiélago Canario) y las islas Chafarinas.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

A principios de la segunda mitad del siglo XX, la población total (Canarias, Baleares, Chafarinas y litoral peninsular) se estima entre 72-97 pp. A partir de los años sesenta hasta principios de los ochenta, sus poblaciones sufrieron una drástica recesión, desapareciendo de la costa peninsular española en 1981 (González *et al.*, 1992), las islas de Ibiza (Mayol, 1981), Formentera (Muntaner, 1981), La Palma, Gran Canaria y Fuerteventura (González *et al.*, 1992). A principios de los ochenta los contingentes reproductores se habían reducido a 16-24 pp.

A partir de la segunda mitad de los años ochenta, la especie inicia una etapa de recuperación moderada en Baleares y, diez años más tarde, en Canarias (Triay, 1993, 1994; Ramos & Siverio, 1999; Palacios, 2001). Este proceso aparentemente podría haber tocado techo a finales de los años noventa en Baleares, mientras que en Canarias aún podría continuar ya que en islas donde en el pasado nidificaba, tal es el caso de Fuerteventura, Gran Canaria y La Palma, todavía existen acantilados marinos bien conservados para su posible recolonización.

La población española existente a mediados del siglo XX es irrecuperable ya que se ha destruido buena parte del hábitat de reproducción, principal factor limitante. En algunas zonas se podría haber llegado cerca del límite de crecimiento, pero todavía sería posible una recuperación de efectivos en las islas Canarias y en Baleares si se tomaran las medidas de conservación oportunas tanto de protección como de estímulo a la reocupación de antiguas áreas de nidificación. La actual población reproductora está compuesta por 30-38 pp. Los efectivos mediterráneos en el año 1993 se estimaron en 62-70 pp. (Thibault *et al.*, 1996).

Litoral mediterráneo y cantábrico. Una decena de parejas pudo haber nidificado como máximo en las costas cantábricas y de Girona, Levante y Andalucía a mediados del siglo XX. La última reproducción conocida tuvo lugar en el año 1981 en el norte de Alicante (González *et al.*, 1992).

Islas Chafarinas. En los años cincuenta se reproducían dos parejas (Terrasse & Terrasse, 1977). En 1983 fue localizada una pareja reproductora (Witt *et al.*, 1983) que se ha reproducido hasta el año 1996, dejando de nidificar a partir de este año (GENA, 2000). En el año 2002 se ha vuelto a recuperar como reproductor con la instalación de una nueva pareja (GENA, com. pers.).

Baleares. La población reproductora de mediados del siglo XX se ha estimado en 35-40 pp. (Viada & Triay, 1991; Triay 1993). En el año 1980 se había reducido a 5-8 pp., llegándose a extinguir en la década anterior en las islas de Ibiza, Formentera y Cabrera, aunque en ésta última se volvió a recuperar (Muntaner, 1981). A partir de la segunda mitad de los años ochenta se produce una recuperación moderada (González *et al.*, 1992; Triay, 1993; Thibault *et al.*, 1996), llegando al máximo de 16-18 pp. en 1999 (Águilar & Fernández, 1998; Triay, 1999; J. Muntaner, com. pers.). En la actualidad, la población balear parece haberse estabilizado con 15-17 pp. en el año 2002 (islas de Mallorca, Menorca y Cabrera). Se considera que el margen de crecimiento debe ser relativamente pequeño, ya que el hábitat de nidificación favorable disponible podría encontrarse al borde de la saturación.

Canarias. Las estimas poblacionales en la década de 1950 son de 50-60 pp. (González *et al.*, 1992), si bien estos valores podrían estar sobrealvalorados, siendo más congruentes 35-45 pp. (datos propios). En 1983 se reproducían 10-13 pp. (Díaz *et al.*, 1986), 12-14 pp. en 1984 (Hernández *et al.*, 1987) y en 1991 10-13 pp. (González *et al.*, 1992). La población en 1999 y 2000 se ha estimado en 15-20 pp. (Palacios, 2001; Martín & Lorenzo, 2001), habiéndose recuperado de forma notable en la isla de Tenerife (Ramos & Siverio, 1999); además, en la isla de La Palma, recientemente se han observado dos individuos copulando (Ludwigs & Wübbeniorst, 2000). Estas cifras sugieren un proceso de estabilización en la década de los ochenta, y a partir de la segunda mitad de los noventa, ha experimentado un aumento moderado.

ECOLOGÍA

Los contingentes reproductores españoles están estrechamente ligados al medio marino durante la época de reproducción. Nidifican en acantilados que gozan de buena tranquilidad, pescando en zonas cercanas, preferentemente en pequeños golfos, albuferras, bahías, desembocaduras de ríos y torrentes sin desaprovechar algunas lagunas interiores, siempre cercanas al mar.

En el Mediterráneo todos los jóvenes del año realizan una dispersión más allá de sus islas de nacimiento (Thibault & Patrimonio, 1989). En esta dispersión la dependencia trófica al medio marino es menos acusada, pudiéndose alimentar durante varios meses de peces de aguas continentales capturados a más de 80 km del mar (Triay, 2001). Los inmaduros tienden a regresar cerca de las zonas de nacimiento para intentar reproducirse (Poole, 1989; Del Hoyo *et al.*, 1994; Patrimonio & Pratz, 1999). La mayoría regresa a la edad de dos años, aunque algunos ejemplares pueden hacerlo a la edad de un año (Thibault *et al.*, 2001). Los movimientos dispersivos son anárquicos, moviéndose desde el norte del Mediterráneo occidental hasta las costas atlánticas del norte de África, llegando en algunos casos, a la zona tropical (Triay, 2001). Con respecto a Canarias, la información es prácticamente nula, aunque sí se sabe que después del periodo de reproducción las aves (jóvenes y en menor medida los adultos) abandonan los areas de cría, lo que podría indicar una dispersión o desplazamiento (obs. pers.).

La madurez sexual se alcanza a los tres años y la primera reproducción tiene lugar entre los tres y cinco años (Poole, 1989). Excepcionalmente algún ejemplar puede emparejarse a los dos años, si bien la reproducción no se completará. Los adultos reproductores, durante el invierno, suelen desplazarse a zonas de aguas más tranquilas, como albuferas, lagunas, bahías, etc., pero al parecer, no lejos de las zonas de nidificación, incluso algunos no se moverán de las inmediaciones de los acantilados donde nidifican.

En las islas Baleares durante las épocas de paso, se ha documentado la presencia de algún ejemplar nórdico (Viada & Triay, 1991), sin poder llegar a comprobar su invernada, que en caso de producirse serían situaciones aisladas como ocurre con la subpoblación corsa (Thibault *et al.*, 2001). En la península Ibérica, el flujo de ejemplares nórdicos durante sus migraciones pre y post nupciales desde el norte de Europa hasta África tropical y viceversa, es significativa (Bernis, 1980). En la actualidad, algunos de estos ejemplares quedan a invernar en España en diversas zonas húmedas, especialmente en marismas y embalses (Gil & Valenzuela, 1997; Sanz, 1997). Las principales áreas costeras de invernada corresponden a antiguas zonas de nidificación (Casado, 1999). En las islas Canarias también podría existir una cierta invernada de ejemplares europeos que se confundirían con los nidificantes (C. J. Palacios, com. pers.), aunque por el momento no se ha obtenido ningún dato al respecto.

El Águila Pescadora posee una fuerte filopatría a las áreas de nacimiento (Spitzer *et al.*, 1983; Poole, 1989; Thibault & Patrimonio, 1989; Del Hoyo *et al.*, 1994). Los datos disponibles hasta el momento, indican que el incremento registrado de los efectivos reproductores en algunas poblaciones mediterráneas (Baleares y Córcega), se ha producido a partir de las propias parejas iniciales (Thibault & Patrimonio, 1990; Triay, 1995; Patrimonio & Pratz, 1999). Por lo tanto, el reclutamiento de ejemplares externos a los núcleos Canario y Balear, así como la recolonización espontánea de antiguas zonas de cría abandonadas, es poco probable.

Todo ello indica que en España, así como también en las demás localidades del Mediterráneo, nos encontramos con núcleos aislados (González *et al.*, 1992), con escaso número de parejas, en los que su extinción sería un proceso prácticamente irreversible de forma natural, lo que convierte a la población española en un estado de gran fragilidad y amenaza.

Diferencias en la ecología de las poblaciones españolas frente a las nórdicas. Es importante resaltar que las poblaciones nórdicas son migratorias, mientras que los adultos reproductores del Mediterráneo, islas Canarias, islas de Cabo Verde y mar Rojo son sedentarios (Poole, 1989), sin descartar, al menos en la población mediterránea, cortos desplazamientos invernales de una parte de los adultos (Thibault *et al.*, 2001), si bien todos los jóvenes de esta población realizan dispersiones (Thibault & Patrimonio, 1989) que, en algunos casos, pueden llegar a constituir una auténtica migración con distancias de hasta 3.000 km (Triay, 2001), hasta que regresan a las zonas de nacimiento.

Las subpoblaciones mediterránea y canaria también se diferencian de la población nórdica por sus hábitos de nidificación. Los ejemplares de las primeras lo hacen sobre roca y en acantilados marinos, mientras que los segundos ubican sus nidos en las copas de los árboles, que en algunos casos pueden ser sustituidas por grandes torres eléctricas, siempre cercanos a aguas continentales (Cramp & Simons, 1980; Poole, 1989). No obstante, se cree que en Gran Bretaña debió estar en el pasado ampliamente distribuida tanto en los lagos interiores como en la costa (Dennis & Dixon, 2001).

El carácter filopátrico de la especie, acentuado por diferencias ecológicas entre las poblaciones del norte de Europa y las del Mediterráneo y Canarias, hacen improbable que las subpoblaciones evaluadas (este trabajo) se puedan beneficiar de un hipotético "efecto rescate".

AMENAZAS

En España, la drástica disminución del Águila Pescadora ha tenido lugar por una combinación de causas, destacando la destrucción del hábitat, la persecución directa, y las molestias ocasionadas en las zonas de nidificación (Muntaner, 1981; González *et al.*, 1992; Triay, 1993; Palacios, 2001). En la actualidad, la persecución directa se ha minimizado, en cambio las otras dos arriba indicadas, se dan aún con mayor o menor intensidad, habiendo aparecido la electrocución como una nueva amenaza.

Destrucción del hábitat. (2) Tanto de nidificación como de alimentación. Se produce fundamentalmente por la construcción de urbanizaciones y/o instalaciones turísticas y recreativas en zonas costeras. Este tipo de destrucción es totalmente irreversible, lo que impide la recuperación total de los efectivos reproductores existentes a mediados del siglo pasado (Viada & Triay 1991; Siverio & Siverio, 1997). Aunque en algunos lugares el hábitat ya cuenta con la protección suficiente, la irreversibilidad de esta amenaza, hace que todavía deba considerarse como muy importante, sobre todo en las islas Canarias donde hay probabilidades reales de construcción de nuevas urbanizaciones costeras y en las Baleares en lo que respecta a algunos proyectos aletargados de puertos deportivos en zonas importantes de alimentación y cercanos a las áreas de nidificación.

Molestias por la actividad humana. (1) Principalmente en las áreas de nidificación (Viada & Triay, 1991; González *et al.*, 1992; Siverio & Siverio, 1997; GENA, 2000), concretamente el tránsito de excursionistas y pescadores, apertura de senderos, tallas de vegetación, etc. Estas molestias se producen más o menos esporádicamente en algunas localidades pero, en otras, pueden llegar a ser muy intensas como en la isla de Lobos (Palacios, 2001). Las actividades náuticas debajo de los nidos, especialmente en Tenerife, también pueden llegar a ser muy peligrosas, sobre todo en aquellos situados a poca altura del mar. También la escalada deportiva a escasos metros de los nidos (Siverio, 2000) podría motivar el abandono del nido. La fuerte ocupación estival de las urbanizaciones turísticas puede provocar un aumento de actividades (excursionismo y actividades náuticas) en zonas propensas a la recolonización, lo que constituye un handicap en la recuperación de antiguas áreas de nidificación.

Electrocuciones. (1-2) Esta problemática fue detectada en las islas Baleares por primera vez en 1982 (Viada & Triay, 1991). El aumento durante los últimos 10-15 años de la red de suministro eléctrico en las zonas rurales y en las nuevas urbanizaciones, sin duda ha aumentado el riesgo de electrocuciones. Al menos seis ejemplares se han electrocutado en las Baleares a partir del año 1995 (Triay, 1999; J. Muntaner, com. pers.; datos propios inéditos). En las islas Canarias (C. J. Palacios, com. pers.; obs. pers.) y en el sur de Andalucía existen observaciones de ejemplares posados en torretas peligrosas, por otro lado, en las marismas del Odiel se capturó un ejemplar con diversas quemaduras (J. M. Sayero, com. pers.), todo ello indica la probabilidad de que ocurran casos de electrocución. En la actualidad, en la isla de Córcega, es la principal causa de mortalidad (Thibault *et al.*, 2001).

Interacciones con otras especies. (4) producidas durante la época reproductora, tal es el caso de la presión considerable de *Larus cachinnans* en las islas Chafarinas, Baleares y Canarias, tanto en forma de acoso como cleptoparasitismo (GENA, 2000; Triay, 1993; González *et al.*, 1992; obs. pers.; ver también Amenazas en *Puffinus mauretanicus* y *Haematopus ostralegus*). Aunque no se conoce con exactitud hasta qué punto puede incidir sobre la especie, podría provocar problemas en la reproducción por estrés o falta de alimentación (González *et al.*, 1992). En la isla de Menorca también se han observado algunos ataques a los nidos por parte de *Corvus corax*, *Falco tinnunculus* y *Falco peregrinus* (obs. pers.), creando un gran estrés en los adultos y jóvenes.

Caza furtiva. (3) Aunque al parecer casi se ha eliminado, todavía se registraron tres casos entre 1987 y 1990 en las islas Baleares (Viada & Triay, 1991) y uno en Canarias en 1992 (J. Hernández-Abad, *in litt.* [Área de Medio Ambiente, Cabildo Insular de Tenerife]). Sin duda el incremento de la concienciación por parte de la población, ha sido de gran ayuda para minimizar esta causa que en el pasado jugó un importantísimo papel en el retroceso de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

- Isla de Menorca: Seguimiento y estudio de la población (Consell Insular de Menorca e Institut Menorquí d'Estudis): recuento de parejas nidificantes y seguimiento de la reproducción, marcaje de la población juvenil, seguimiento por satélite de la población juvenil, estudio del uso del hábitat de la población adulta por radioseguimiento; instalación de nidos artificiales (GOB); vigilancia de algunos nidos en los años 1980, 1981, 1986-1994 (Conselleria de Medi Ambient/GOB).
- Isla de Mallorca: Recuentos esporádicos de parejas nidificantes (Conselleria de Medi Ambient); instalación de nidos artificiales (Parque Natural Dragonera).
- Isla de Cabrera: Control del acceso a las zonas de reproducción y construcción de nidos artificiales (Parque Nacional de Cabrera).
- Isla de Tenerife: Medidas de actuación para la conservación de las poblaciones de Águila Pescadora y aves marinas en el Parque Rural de Tenos (Área de Medio Ambiente del Cabildo Insular de Tenerife y SEO/BirdLife).
- Isla de El Hierro: En el periodo de nidificación de 2001, la Unidad Insular de Medio Ambiente del Cabildo de El Hierro ha llevado a cabo el cierre de una pista próxima a un territorio de nidificación y, en otro, ha efectuado labores de vigilancia intensiva (Rodríguez & Armas, 2002).
- Península Ibérica: Establecer una población viable mediante *backing* en embalses interiores de Andalucía (Junta de Andalucía/EBD); si bien, según los datos disponibles hasta el mo-

mento, se puede considerar poco probable que a partir de este proyecto se pueda beneficiar a la población reproductora mediterránea.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Proteger definitivamente, con iniciativas legislativas, todas las áreas de reproducción actuales y las históricas que todavía conservan las condiciones mínimas para ser reocupadas, así como las más importantes de pesca (1).
- Vigilancia de los nidos más expuestos a molestias humanas, estableciendo en los mismos, zonas restringidas a cualquier actividad durante la época de reproducción (1).
- Fomentar la instalación de nuevas parejas en zonas seguras mediante la construcción de nidos artificiales en las islas donde la población no esté saturada. En la subpoblación mediterránea ya se ha probado con éxito en las islas de Córcega y Menorca (Patrimonio & Pratz, 1999; Triay, 1994) (2).
- Aislamiento de todos los tendidos eléctricos presentes en zonas húmedas, bahías, salinas, zonas costeras, embalses, etc. donde la presencia del Águila Pescadora sea más o menos habitual (a modo de ejemplo: marismas del Odiel, Abuferas de Mallorca y Menorca, zonas costeras próximas a los lugares de nidificación) (1).
- Control de la población de Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*) en lugares donde se observa una excesiva presión (3).
- Disponer de información actualizada sobre la especie: Seguimiento anual de la población reproductora; estudiar el dinamismo poblacional mediante el marcaje de los jóvenes; analizar todas las causas de mortalidad; estudiar la selección del hábitat; análisis de contaminantes (2).
- Evaluar la viabilidad del hábitat en lugares donde haya desaparecido como reproductor para, en caso positivo, establecer las medidas necesarias que faciliten recolonización (construcción de nidos artificiales con la instalación de señuelos y estudiar la posibilidad de reintroducción) (2).
- Campañas de sensibilización, muy especialmente en las islas Canarias (2).

Nota de los editores: ¹ El número de individuos maduros para calificar como CR D, técnicamente no debería superar los 50 ejemplares. El número de parejas reproductoras entre Baleares y Canarias superan ligeramente este umbral. Sin embargo, hay que tener en cuenta que el pequeño número de parejas en España (30-38) está asimismo repartida en dos núcleos (prácticamente en partes iguales), por lo que a juicio de SEO/BirdLife, la especie se aproxima más a esta categoría que a En Peligro, situación que claramente correspondería (EN D) si el total de las parejas en España estuviesen en una misma subpoblación.

Cernícalo Primilla

Falco naumanni

Vulnerable; VU A3c

Autores: Juan Carlos Atienza y José Luis Tella

El Cernícalo Primilla es tal vez la especie de ave común que ha sufrido un mayor descenso en los últimos 50 años. En la actualidad su población (más de 12.000 parejas), aunque mucho menor que hace un siglo, es mayor de lo que se creía una década atrás. No obstante, esta diferencia se debe fundamentalmente al mayor esfuerzo de censo realizado en años recientes. Se carece de información precisa sobre cambios poblacionales, si bien la disponible parece apuntar hacia una posible estabilidad global con fuertes diferencias entre regiones. Su supervivencia en varias regiones depende todavía de proyectos de reintroducción iniciados tras extinguirse en las mismas. El fuerte descenso que sufrió en el pasado esta especie muestra su gran sensibilidad a los cambios en sus hábitats de reproducción, por lo que no hay que descartar, en el futuro, una nueva gran declinación de su población. Dado que las amenazas que presentan sus hábitats de alimentación, debido a las actuales políticas agrarias, forestales y urbanísticas, siguen vigentes e incluso cabe esperar que se incrementen, así como el preocupante estado de muchas colonias de cría, es previsible que pueda llegar a producirse una fuerte declinación difícil de cuantificar, probablemente superior al 30%, de sus poblaciones en un futuro próximo. Por todo ello la especie califica como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

En el **Paleártico occidental** la población reproductora se distribuye mayoritariamente por la cuenca del Mediterráneo, principalmente en la península Ibérica, Italia, Grecia, norte de África, región de los Blacanes, periferia del mar Caspio y Negro y diversas áreas de Oriente próximo. Más allá del Paleártico Occidental, alcanza las estepas asiáticas y norte de China (Del Hoyo *et al.*, 1994). Su distribución invernal es bastante desconocida para la mayoría de las poblaciones, aunque Suráfrica aparece como mayor punto de invernada de cernícalos primilla. No se corrige el riesgo de extinción a nivel regional teniendo en cuenta, por un lado el pequeño tamaño de las poblaciones limítrofes (Francia, Portugal y Marruecos) y por otro, el mínimo intercambio de individuos con estos países (EBD, datos inéditos) explicado por la baja dispersión de la especie (Serrano *et al.*, 2001; Serrano *et al.*, en prensa; Serrano & Tella, en prensa) hacen improbable que la población española se pueda beneficiar de un hipotético “efecto rescate”.

España. La población reproductora se distribuye principalmente en la mitad sur-occidental de España al sur del paralelo 42. Actualmente no parece existir nidificación de esta especie ni en Galicia ni en el País Vasco y la población mediterránea proviene de planes de reintroducción (excepcionalmente una pequeña población en Murcia). La mayoría de la población reproductora se encuentra en Extremadura, Andalucía, Castilla y León y Castilla-La Mancha (Atienza *et al.*, 2001). La especie realiza desplazamientos premigratorios hacia el norte de la Península antes de iniciar la migración a África (Olea, 2001). Durante esta estancia (finales de junio a primeros de octubre) puede congregarse en grandes dormideros de más de 1.000 ejemplares (Ursúa *et al.*, 2002). En España pasan el invierno algunos individuos en el valle del Ebro, Castilla y León, Extremadura y Andalucía (Negro *et al.*, 1991; Tella & Forero, 2000), aunque la mayoría lo hacen en África. Sin embargo, todavía se desconocen las áreas exactas de invernada de la población española.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

El tamaño global de la población de esta especie no es bien conocido. Algunas estimas sugieren que puede encontrarse entre 650.000 y 800.000 pp. (Cade, 1982), si bien diversos autores consideran que esta cifra sobrestima la población real (Biber, 1990; Pepler, 1996). Los conocimientos actuales hacen pensar que la población mundial no supera las 100.000 pp. En Europa, la población se estima en 21.000-33.000 (BirdLife International/EBCC, 2000; Atienza *et al.*, 2001; Brun *et al.*, 2001; Galushin, 2001; Palumbo com. pers.; Rocha com. pers.), siendo la población española la más importante con más del 50% de los efectivos (población mínima).

A principios de los años sesenta, en España, la población podía rondar las 100.000 pp. (F. Bernis com. pers. en Bijleveld, 1974), reseñándose desde ese momento una fuerte regresión en varias de sus poblaciones (Bernis, 1974; Bijleveld, 1974; Cruz Valero, 1974). A partir de datos obtenidos en los primeros años de los setenta se estimó la población ibérica en unas 20.000-50.000 pp. (Garzón, 1977b). Finalmente, en 1989 se realizó el primer censo nacional en el que se estimó que el número de parejas se situaba entre 4.293-5.089, un 5% de las que se estimaban a mediados de siglo (González & Merino, 1990). Es necesario tener en cuenta que las dos primeras estimas no se basan en censos (sin detalle sobre los criterios seguidos para la realización de las estimas) y que en el censo de 1989 la población fue, sin duda, muy subestimada por varios motivos: a) al tratarse de un primer censo, en muchas de las regiones no se disponía de una información previa sobre la localización de las colonias que ayudase a dirigir los esfuerzos del censo, b) el esfuerzo se dirigió a localizar las colonias de más de 20 pp., con lo que muchas colonias pequeñas y parejas solitarias pasaron desapercibidas, c) el censo se dirigió fundamentalmente hacia colonias urbanas, dejando sin censar en algunas provincias con muchas colonias rurales, d) la mayoría de las colonias fueron censadas en un solo día, lo que puede subestimar en considerablemente el número real de parejas, y mediante conteos puntuales del número máximo de individuos presentes,

que claramente infravaloran el tamaño de las colonias (E. Ursúa, datos inéditos), y e) muchas colonias fueron censadas en fechas poco adecuadas (en mayo y principios de junio gran parte de la población se encuentra incubando o tiene pollos, cuando la actividad en la colonia es mucho menor y las parejas que han fracasado durante la puesta y primeras etapas de la incubación ya no son detectadas).

Independientemente de que las estimas arriba expuestas se ajustasen a la realidad (hasta finales de los años ochenta las estimas están basadas en observaciones parciales), sí que parece que durante la segunda mitad del siglo XX se ha producido una fuerte recesión de las poblaciones de esta rapaz en España (Bernis, 1974; Bijleveld, 1974; Cruz Valero, 1974; González & Merino, 1990). Además, éste no fue un fenómeno único en el contexto continental, ya que hubo disminución en todos los países del área de distribución y en algunos incluso se extinguió (Biber, 1996; Pepler, 1996).

Entre los años 1994 y 2000 se censaron todas las CC.AA. sumando la población española unas 12.000 pp. (Atienza *et al.*, 2001). Además, estudios realizados recientemente por la EBD muestran que la metodología empleada en los censos puede subestimar seriamente los resultados, por lo que no sería descartable que la población de cernícalos primillas españoles terminase el siglo XX con unas 20.000 pp. reproductoras.

La tendencia general de la población ibérica de la especie en los últimos 15 años parece ser la estabilidad, aunque regionalmente pueda haber crecido o disminuido sensiblemente. En Andalucía los últimos censos se realizaron en 1994-1995 (EBD-CSIC, 1995) siendo la información anterior y posterior muy puntual. Aunque con las dudas motivadas por la falta de información hay indicios de que en Sevilla la población se haya mantenido estable en los últimos 15 años, mientras que en Almería, Málaga, Cádiz y Córdoba la tendencia sea positiva y en Jaén, Huelva y Granada la tendencia sea negativa. En Extremadura el censo nacional (González & Merino, 1990) subestimó mucho la población (Atienza *et al.*, 2001), por lo que no puede ser comparado con el único censo completo de esta región realizado en 1997 (Ferrero *et al.*, 2000). No se puede determinar la tendencia en los últimos años, aunque parece existir una expansión aerial de la especie. La situación de Castilla y León es similar a la de Extremadura, donde la información disponible hace difícil la determinación de una tendencia numérica. Sin embargo, parece que la especie en ésta comunidad autónoma está creciendo tanto en población como en área de ocupación y distribución (Sanz-Zuasti & García-Fernández 2001). En Castilla-La Mancha se tiene información detallada de la población para los años 1997-1999 (Martínez *et al.*, 2001). Parece que la declinación de la población es muy acusada en todas las provincias. En Madrid la información que se dispone es mucho más completa e incluye censos periódicos comparables desde 1995 (SEO/BirdLife, 1995, 1999; González *et al.*, 2001). Tras unos años con la población estabilizada, en los últimos censos se ha observado un declive importante. La población del valle del Ebro que incluye Aragón y Navarra es sin duda la población mejor conocida de España. Existen censos anuales desde 1993 (Serrano *et al.*, 2001) que muestran un gran aumento de la población tanto en número de parejas como en área de ocupación y distribución. En Murcia se encuentra la única población natural del levante español. Tras una reducción importante de las poblaciones de esta zona oriental de la península que llevó a su extinción en Cataluña y Comunidad Valenciana, la población murciana parece estabilizada en un número muy pequeño de localidades y de parejas.

Cataluña, Rioja y Comunidad Valenciana desarrollaron programas reintroducción de la especie que se encuentran actualmente en curso (Pomarol, 1993; Gutiérrez Expósito, 1997, 2000b; Alberdi, en línea).

En cualquier caso, su supervivencia en varias regiones depende todavía de proyectos de reintroducción iniciados tras extinguirse en las mismas (Cataluña, Comunidad Valenciana, La Rioja). Además, el fuerte descenso que sufrió en el pasado esta especie muestra su gran sensibilidad a los cambios en sus hábitats de reproducción, por lo que no hay que descartar, en el futuro, una nueva gran declinación de su población. Dado que las amenazas que presentan sus hábitats de alimentación, debido a las actuales políticas agrarias (que probablemente se agudicen más con la nueva reforma de la PAC), forestales y urbanísticas, siguen vigentes e incluso cabe esperar que se incrementen, así como el preocupante estado de muchas colonias de cría, es previsible que pueda llegar a producirse una fuerte declinación difícil de cuantificar, probablemente superior al 30%, de sus poblaciones en un futuro próximo (ver Amenazas).

ECOLOGÍA

Nidifica tanto formando colonias de tamaño variable como de forma solitaria (Tella, 1996), usando edificaciones humanas y, aunque de manera casi anecdótica, cortados (González & Merino, 1990). Se alimenta básicamente de insectos y secundariamente de pequeños vertebrados que captura en ambientes abiertos, seleccionando para ello sistemas agropastorales tradicionales y evitando la intensificación de los cultivos (Tella *et al.*, 1998; Tella & Ferrero, 2000).

AMENAZAS

Pérdida de hábitat de alimentación en las áreas de cría y de dispersión. (1) La especie está sufriendo una importante pérdida de hábitat de alimentación debido básicamente a la PAC que fomenta la intensificación de agricultura o el abandono de tierras (Tella *et al.*, 1998). En algunas regiones donde las colonias de cría de la especie se encuentran en núcleos urbanos, el desarrollo urbano reduce la superficie de hábitat disponible para la especie. En el futuro esta amenaza no remitirá y seguirá siendo una de las que más afecte a la especie.

Reducción de la disponibilidad de presas debido al uso de insecticidas. (1) Dado que esta especie es eminentemente insectívora y que la mayoría de los hábitats en los que captura a sus presas son campos de cultivo, los esfuerzos de los agricultores por erradicar los insectos perjudiciales de sus cultivos son negativos para la especie. El desarrollo de la industria fitosanitaria no hacen preveer que en un futuro próximo se empleen menos insecticidas en los campos españoles, por lo que esta amenaza seguirá en el futuro.

Pérdida de lugares de nidificación por obras de restauración o por ruina de los edificios. (1) Muchas colonias de cría han desaparecido por obras de remodelación de edificios. La solución es sencilla, ya que existe información suficiente para tomar medidas correctoras y compensatorias en dichas obras (SEO/BirdLife, 1999). Sin embargo, la toma de estas medidas no depende exclusivamente de organos ambientales, por lo que se re-

quiere de acuerdos con las administraciones de cultura y patrimonio. Al no existir dichos acuerdos parece que las remodelaciones seguirán afectando a la especie. En algunas regiones la especie ubica sus colonias en edificios rurales abandonados que con el tiempo se están derrumbando. En algunas provincias, la tendencia favorable experimentada, podría verse truncada por el mal estado de las colonias de cría (p. ej., Málaga y valle del Ebro). En Castilla-La Mancha es en el presente la principal causa de pérdida de colonias y esta situación se agudizará en el futuro.

Competición interespecífica. (3) Aunque se ha reseñado la competición interespecífica como una amenaza para la especie, parece que se trataría de una amenaza puntual. En el único estudio realizado sobre este aspecto no se encontró, estudiando todas las colonias de Aragón y Andalucía, que la presencia de posibles competidores limitase los lugares de nidificación para los cernícalos primilla (Forero *et al.*, 1996). En cualquier caso se requieren más estudios al respecto en el resto del área de distribución de la especie. En el caso de que se empiecen a perder colonias por obras de restauración o ruina de los edificios podría llegar a ser una amenaza importante, por lo menos a nivel regional.

Intoxicación por insecticidas. (3) Sólo existe un estudio sobre el efecto de organoclorados, PCBs y metales pesados en Cernícalo Primilla (Negro *et al.*, 1993). El estudio se realizó sobre huevos infértiles y si bien se encontraron trazas de contaminantes en todos los huevos, siempre fueron en niveles inferiores a los que se consideran letales. En cualquier caso es necesario realizar más estudios evaluando esta situación en otras regiones y también en adultos. El efecto que se sabe que estos contaminantes tienen en otras rapaces hace que no se pueda descartar que esté afectando al Cernícalo Primilla.

Molestias debidas a acciones humanas en las colonias de cría y en los dormitorios en zonas de dispersión. (2) En la mayoría de los casos las molestias se deben a la realización de obras en los edificios donde cría la especie o en edificios contiguos en época de cría. En algunas colonias también se ha observado molestias por observadores de aves.

Pérdida de hábitat en las áreas de invernada y en los lugares de paso. (4) El efecto producido por esta amenaza podría tener los mismos efectos que la pérdida de hábitat en los lugares de nidificación. Desgraciadamente no se conocen bien ni las áreas de paso ni de invernada. El desarrollo económico de África y su aumento demográfico hacen pensar que se trata de una amenaza que será más importante en el futuro.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Proyectos de reintroducción. Cataluña, Valencia, La Rioja, Toledo, Granada, Madrid.

Cría en cautividad. Madrid, Cataluña, Extremadura, Castilla y León, Andalucía.

Proyectos LIFE. Castilla y León (“Conservación del hábitat del Cernícalo Primilla en la ZEPA de Villafáfila, Zamora”), Extremadura (“Conservación del Sisón, Avutarda y Cernícalo Primilla en la Red de ZEPA de la Comunidad Autónoma de Extremadu-

ra”), Aragón (“Conservación del hábitat de nidificación de *Falco naumanni* en Aragón”).

Campañas de recogida y crianza de pollos caídos de los nidos. Andalucía, Madrid.

Plan de Conservación. Aragón (y borradores en Madrid, Extremadura, Cataluña y Navarra).

Instalación de nidos artificiales (testimonialmente). Aragón, Madrid, Castilla y León, Extremadura, Castilla-La Mancha, Andalucía.

Investigación. En España se han realizado o se están realizando siete tesis doctorales y una tesina sobre esta especie, además de otras tres tesis que recogen aspectos parciales sobre su biología, y se han publicado aproximadamente 50 artículos científicos. Se conocen así los mayores rasgos sobre la biología y comportamiento de la especie. Sin embargo, aspectos ligados a su conservación, como la selección del hábitat (Tella *et al.*, 1998; Tella y Forero, 2000), efectos de los contaminantes (Negro *et al.*, 1993), competencia con otras especies (Forero *et al.*, 1996), dispersión (ver referencias arriba) y modelos demográficos (Hiraldó *et al.*, 1996) han sido tratados básicamente en Andalucía y Aragón, por lo que se precisa información de otras poblaciones.

Manuales de gestión de la especie. Extremadura, Madrid, Andalucía (SEO/BirdLife, 1999; E. Banda & J. C. Atienza, datos inéditos; D. Serrano *et al.*, datos inéditos).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Proteger legalmente de forma completa el Cernícalo Primilla y designar suficientes áreas protegidas (2).
- Promover políticas agrícolas que incluyan uso reducido de insecticidas, prácticas de cultivo extensivas de secano y baja densidad de pastoreo (2).
- Desarrollar una gestión apropiada que incluya incentivos para promover sistemas de rotación de cultivos de secano en un radio de 4 km alrededor de las colonias de más de 20 parejas y de los dormitorios comunales en zonas de dispersión postreproductiva (2).
- Evitar el abandono de tierras agrícolas, la sucesión natural y los programas de reforestación de áreas de reproducción y dispersión de Cernícalo Primilla (2).
- Realizar campañas de sensibilización dirigidas a las alcaldías, propietarios y departamentos responsables del patrimonio histórico con el fin de prevenir daños a los nidos de Cernícalo Primilla durante los trabajos de restauración (2).
- Promover la conservación y rehabilitación de edificaciones en ruinas en las que cría la especie (2).
- Diseñar y aplicar un programa de seguimiento a escala nacional (2).
- Preparar manuales para el censo y seguimiento de Cernícalo Primilla (2).
- Instalar nidos artificiales donde las circunstancias lo requieran (3).
- Continuar con la realización de estudios sobre ecología de la reproducción, trófica, poblacional y sobre los factores limitantes para la conservación de la especie (5).

Cernícalo Vulgar *Falco tinnunculus dacotiae*

Vulnerable; VU D1

Autor: José Carrillo

En las islas e islotes orientales de Canarias, el Cernícalo Vulgar está representado por una subespecie endémica. Aunque se desconoce su tendencia, es probable que esté en peligro debido a su pequeña población, estimada en menos de 500 parejas. El área de distribución que ocupa, menor de 2.600 km², la destrucción de su hábitat y la fragmentación de la población en dos islas y varios pequeños islotes, hacen necesario estudios sobre su tendencia, que tal vez desemboquen en una mayor categoría de amenaza.

DISTRIBUCIÓN

Está restringida al archipiélago canario (Cramp & Simmons, 1980), donde está presente tan sólo en las islas e islotes orientales (Fuerteventura, Lobos, Lanzarote, La Graciosa, Montaña Clara y Alegranza). Se cita como reproductor en 62 cuadrículas de 25 km² (Lorenzo *et al.*, 2003a y b), por lo que su área de distribución mundial es inferior a los 2.600 km².

Se considera bien distribuida en los islotes de Alegranza, Montaña Clara, La Graciosa y Lobos (Martín & Lorenzo, 2001).

En Lanzarote se encuentra bien repartida por toda la isla. Tiende a concentrarse en cuadrículas con superficie cultivada y con una cierta pendiente, y se ha comprobado una mayor densidad en la zona central y septentrional (Carrillo & Delgado, 1996). Aunque cría incluso en pueblos y caseríos, parece que la inaccesibilidad de algunos lugares le permite congregarse en cierto número (Concepción, 1992; Carrillo & Delgado, 1996).

También se distribuye por toda la superficie de Fuerteventura, especialmente en los barrancos. La distribución de la población no está tan agregada como en Lanzarote, probablemente por tener pocas zonas cultivadas, que podrían favorecer una mayor disponibilidad de alimento (Carrillo & Delgado, 1996). Aunque generalmente cría en oquedades rocosas, también lo hace en palmeras (Meade-Waldo, 1889) o edificaciones humanas en las zonas llanas (Carrillo & Delgado, 1996; Martín & Lorenzo, 2001).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

En Alegranza, Montaña Clara, La Graciosa y Lobos probablemente críen de 10 a 14 pp. (Martín & Lorenzo, 2001). Concepción (1992) estima que en Lanzarote nidifican 150-200 pp. No se ha cuantificado la población de Fuerteventura, pero sí se considera que es menos abundante que en Lanzarote. Mediante censos desde automóvil realizados en 1987 se obtuvieron mayores índices de abundancia en Lanzarote (0,09 aves/km) que en Fuerteventura (0,05 aves/km) (Carrillo & Delgado, 1996). A partir de la estima para Lanzarote se puede evaluar una población para Fuerteventura de entre 125 y 170 pp. Según estos cálculos, el tamaño total de la población se encontraría por debajo de 1.000 individuos maduros (Del Hoyo *et al.*, 1994). A este respecto, teniendo en cuenta las amenazas que soporta esta subespecie, es probable que la población actual sea menor, ya que las estimaciones están

basadas en datos de finales de la década de 1980 y principios de la década de 1990.

Estas estimas podrían representar una densidad de entre 11-15 pp./100 km², inferior a la que puede tener la subespecie *F. t. canariensis* en las islas centrales y occidentales, según los índices de abundancia (Carrillo & Delgado, 1996). Tal vez haya que relacionar esta baja densidad con la pequeña superficie agrícola de estas islas y la escasez de lugares de nidificación, variables que se han demostrado buenas definidoras de la densidad de parejas en esta especie (Village, 1990). Por lo tanto, el abandono de la agricultura que se ha producido en las islas orientales es otro aspecto que ha podido influir de forma negativa en este taxón, ya que otras subespecies se encuentran muy ligadas a hábitats agrícolas (Village, 1990). Las islas orientales canarias tienen un clima semidesértico con escasas lluvias concentradas básicamente durante los meses otoñales e invernales, lo que condiciona fuertemente la disponibilidad de alimento.

Su tendencia real se desconoce, aunque podría ser negativa, al igual que en el resto de especies esteparias en las islas orientales con las que comparte hábitats (ver fichas en el presente volumen). Recientemente se han llevado a cabo innumerables acciones humanas que han tenido por resultado la destrucción de su hábitat (barrancos de Vinámar, Butihondo, Mal Nombre, el Ciervo, Llanos de El Cutillo, Caleta de Famara, etc.). La tendencia parece ser negativa, ya que el desarrollo urbanístico que se está llevando a cabo en Lanzarote, y sobre todo en Fuerteventura, es muy grande, siendo el crecimiento poblacional en la segunda de las islas especialmente destacable. Impulsado por un desarrollo turístico poco ordenado y probablemente desmedido, hace que la población humana residente en Fuerteventura se haya duplicado en unos pocos años. El aumento de población y de turismo promoverá un aumento de infraestructuras lineales (carreteras y tendidos eléctricos), de molestias y de destrucción del hábitat por ocupación de terrenos por urbanizaciones y complejos turísticos, así como por canteras para proporcionar material de construcción. Por lo tanto, es previsible que tal y como debe ocurrir en la actualidad, la tendencia sea de declive continuado, tanto del área de ocupación como de la población.

Además de su pequeña área de distribución, hay que resaltar que toda la población se encuentra extremadamente fragmentada en seis islas e islotes, lo que le confiere una fragilidad especial. Los desplazamientos del Cernícalo Vulgar en Canarias son desconocidos (Martín & Lorenzo, 2001), sin embargo, se conocen movimientos dispersivos de jóvenes de la subespecie *F. t. canariensis* de

hasta 37 km después de abandonar el territorio paterno (J. Carrillo, datos no publicados). Sería probable pues, que hubiera desplazamientos interinsulares también en esta subespecie, dada la proximidad de las islas e islotes orientales.

ECOLOGÍA

Apenas hay estudios sobre la ecología de este taxón. Uno de los pocos aspectos examinados en Fuerteventura es la alimentación durante la estación reproductiva. La dieta en esta época se basa en múridos (32% de biomasa), acrídidos (13%) y lacértidos (12%), aunque en términos cuantitativos los insectos son las presas más capturadas (92%). En esta isla los cernícalos también predan sobre *Atlantoxerus getulus* (Carrillo *et al.*, 1994; Martín & Lorenzo, 2001). Las presas más capturadas por una pareja de cernícalos en el Parque Nacional de Timanfaya (Lanzarote) durante el periodo reproductivo también fueron insectos (73,28%) y lacértidos (14,26%) (Concepción, 1992). En Lanzarote el periodo reproductivo se inicia en enero y febrero, teniendo lugar la mayoría de puestas en marzo y primera quincena de abril. El tamaño de puesta medio es 4,06 huevos ($n = 67$ puestas) (Concepción, 1992).

Los nidos se sitúan generalmente en pequeñas oquedades o repisas en riscos, paredes de barrancos y acantilados costeros. En pueblos y ciudades pueden reproducirse en edificios, y en Fuerteventura no es extraña la nidificación en casas abandonadas o muros de presas (Martín & Lorenzo, 2001).

AMENAZAS

Destrucción o alteración del hábitat. (1) La rápida expansión urbanística que se está produciendo en Lanzarote, y sobre todo en Fuerteventura, provoca la destrucción de su hábitat. Este desarrollo se manifiesta en forma de nuevos complejos turísticos, urbanizaciones, crecimiento de los núcleos urbanos, implantación de nuevas vías de comunicación, plantas industriales, explotaciones mineras, campos de golf, parques eólicos, etc. (Palacios & Tella, 2003). Estas actuaciones, cuando coinciden con lugares óptimos para la especie, constituyen una merma real del número de efectivos. Dichas alteraciones comenzaron por los llanos costeros, pero en los últimos años han incluido también enclaves del interior de las islas. Sin duda es el principal factor de amenaza para esta especie, ya que se está produciendo una paulatina degradación de su hábitat.

Pastoreo. (2) En Fuerteventura existe una fuerte presión ganadera, mayoritariamente caprina, que está produciendo una alteración del hábitat por erosión y sobreexplotación del terreno, que afecta tanto a la vegetación como a los artrópodos de los que se alimentan los cernícalos (para más detalle ver la ficha de la Tarabilla Canaria *Saxicola dacotiae*).

Abandono de la agricultura. (2) Según Concepción (1992) la reducción de la agricultura tradicional en Lanzarote, sobre todo de los cultivos de cereales y leguminosas, ha traído consigo la desaparición de algunas parejas de cernícalos. En el caso de Fuerteventura, la superficie agrícola ha quedado reducida drásticamente en la última década.

Molestias. (3) No documentadas. Un porcentaje importante de áreas prioritarias para esta subespecie soportan una elevada frecuencia de visitas por parte de turistas que recorren a pie o en

vehículo zonas de gran importancia para este taxón. Además, hay que añadir las molestias producidas por la realización de deportes como la escalada y parapente durante la época de cría.

Caza furtiva. (3) No documentada. Durante los periodos de caza son frecuentes los ingresos de cernícalos, abatidos por disparos de cazadores, en los centros de recuperación de fauna silvestre de los cabildos insulares (Carrillo & Delgado, 1991; P. Calabuig, com. pers.). Se desconoce, sin embargo, el índice de mortalidad por estas circunstancias en la subespecie *F. t. dacotiae*.

Atropello en carreteras. (4) Aunque el índice de mortalidad real no se conoce con precisión, se trata de un factor que puede incidir negativamente en las poblaciones de la subespecie *F. t. dacotiae*, como sucede con *F. t. canariensis* (Carrillo & Delgado, 1991).

Electrocución y colisión con tendidos eléctricos. (4) Aunque se desconoce la magnitud de esta amenaza, las citas de aves electrocutadas o muertas por colisión (Lorenzo, 1995; Lorenzo *et al.*, 1998) hace que deba de ser considerada y estudiada.

Venenos. (4) No documentada. El consumo de pesticidas en la agricultura canaria es uno de los más elevados en toda España (Aguilera *et al.*, 1994). Aunque se desconocen los efectos que tienen en este taxón, se sospecha que pueden estar afectándole, como se ha demostrado con la subespecie *F. t. canariensis* (Mateo *et al.*, 2000; J. Carrillo, datos no publicados).

Predación por mamíferos introducidos. (5) No documentada. A pesar de que no existen datos que valoren su incidencia sobre las poblaciones, dada la abundancia de ciertas especies introducidas, como gatos y ratas, la predación de huevos y pollos puede suponer un factor negativo a considerar.

Expolio de nidos. (5) No documentada. No parece tratarse de una amenaza importante, aunque no se dispone de información precisa que indique cómo le afecta. En varios barrancos de Fuerteventura se ha comprobado el expolio ocasional de nidos de la especie, sobre todo de aquellos situados a baja altura. El expolio de pollos de Cernícalo para criarlos en casa es una práctica que va desapareciendo, pero que se produce todavía ocasionalmente (Carrillo & Aparicio, 2001; Martín & Lorenzo, 2001).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se ha llevado a cabo ninguna medida dirigida a conservar o mejorar las poblaciones de esta subespecie, salvo su inclusión, junto con la subespecie *F. t. canariensis*, como De interés especial en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias (Decreto 151/2001) y la suelta ocasional de aves accidentadas a cargo de los centros de recuperación de fauna silvestre dependientes de los cabildos insulares.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Determinación de la tendencia de las poblaciones. (2) Es prioritario conocer con exactitud el estado de conservación de la subespecie y su tendencia. En el caso de que ésta presente una disminución observada, inferida o proyectada, que reduzca su área de distribución u ocupación, el número de localidades en las que está presente o el número de parejas, entonces debería reevaluarse y catalogarse como En Peligro (criterio B; UICN, 2001).

Aumentar la protección legal del taxón. (2) Llevar a cabo las gestiones administrativas para incluir la subespecie en el Anexo I de la Directiva Aves y catalogarla como Vulnerable en el Ca-

tálogo de Especies Amenazadas de Canarias (Decreto 151/2001) y en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (RD 439/1990).

Protección legal del hábitat. (2) Incluir esta subespecie en los criterios para identificar las Áreas Importantes para las Aves en España (IBA; Viada, 1998) y las ZEPA en Canarias. Identificar las áreas críticas para esta subespecie y protegerlas mediante la designación de ZEPA y su correspondiente plan de ordenación.

Programa de seguimiento. (3) Diseñar y aplicar un programa de seguimiento periódico en toda su área de distribución, que garantice el conocimiento del tamaño de población de esta subespecie y su distribución.

Realización de estudios científicos. (4) Realizar estudios sobre ecología de la reproducción, trófica, poblacional y sobre los factores limitantes para la conservación de la subespecie. Entre dichos factores deberá hacerse hincapié en evaluar el efecto del atropello en carretera, de las colisiones con tendidos eléctricos, del sobrepastoreo, de las molestias humanas y de los plaguicidas. También debe contemplarse la viabilidad de instalar nidos artificiales en zonas con hábitat favorable y baja disponibilidad de lugares de nidificación.

Campañas de sensibilización. (3) Se podrían realizar varias campañas destinadas a: (I) informar y sensibilizar sobre la necesidad de proteger los hábitats esteparios y las especies -

como el Cernícalo Vulgar- que viven en ellos. (II) informar a la población residente, especialmente a los campesinos y cazadores, del papel que desempeña esta rapaz en el control de insectos, lagartos y ratones. (III) sensibilizar a la población residente y turista del efecto pernicioso de los mamíferos introducidos y/o asilvestrados.

Estudio detallado de la incidencia de los tendidos eléctricos sobre la subespecie. (3) Se necesitaría información más detallada de la repercusión de los tendidos sobre esta subespecie para adoptar las medidas correctoras en aquellos "puntos negros" que se detectaran.

Ordenación de la ganadería. (3) Control del número de cabezas de ganado en régimen extensivo o semiextensivo en las áreas importantes para Cernícalo.

Regular la práctica de deportes al aire libre. (4) Regular legalmente la práctica de ciertos deportes de montaña (escalada, rápel, parapente, ala delta) durante la estación reproductiva (febrero-junio, ambos inclusive). Deberían tener especial atención aquellos lugares donde se concentre un buen número de parejas.

Regula el senderismo y tráfico rodado. (4) Se debería disponer de servicio de vigilancia, u otros procedimientos al efecto, que asegurasen el control de viandantes y vehículos en zonas de gran importancia para el Cernícalo durante la estación reproductiva.

Alcotán Europeo *Falco subbuteo*

Casi Amenazado; NT C1

Autor: Carlos Palacín Moya

El Alcotán Europeo tiene una población inferior a 10.000 individuos maduros y existe el riesgo de que ésta disminuya en el futuro debido a la actuación de los principales factores de amenaza: molestias durante el periodo de crianza originadas por la caza en media veda, escasa disponibilidad de nidos de corneja, disminución poblacional de las especies presa y degradación del hábitat. Aunque existen zonas en las que parece no estar en regresión, también se registran disminuciones locales, de forma que no se puede definir con precisión la tendencia global poblacional. Las peculiares características de la especie indican que es necesario emprender estudios específicos para establecer su evolución poblacional y para valorar adecuadamente los efectos de las amenazas. Por todo ello la especie califica como Casi Amenazado.

DISTRIBUCIÓN

Durante la temporada reproductora se distribuye por la región Paleártica: desde el norte de Marruecos hasta Japón. Inverna en el tercio sur de la región Etiópica (sur de África) y en el extremo noroccidental de la región Oriental (norte del subcontinente Indio). En el Paleártico occidental se distribuye la subespecie nominal *F. s. subbuteo* (Crampton & Simmons, 1980).

España. La distribución como reproductor en España no es uniforme, diferenciándose la mitad septentrional del país, con una distribución casi continua; de la mitad meridional, donde es dispersa y fragmentada.

Está ampliamente distribuido por Castilla y León, La Rioja, Navarra, País Vasco y Galicia. Bien distribuido en el centro y norte de Cantabria y de Asturias. En Aragón y Cataluña está repartido por casi toda su superficie, exceptuando el norte de

Lérida y el centro de Tarragona y de Teruel. En Madrid se distribuye ampliamente excepto en el sur. En la Comunidad Valenciana tiene una distribución escasa e irregular. En Murcia se encuentra preferentemente en el norte. En Castilla-La Mancha está irregularmente repartido por las provincias orientales y disperso y aislado en las occidentales. En Extremadura localizado casi exclusivamente en el norte de Cáceres. La distribución en Andalucía es muy localizada: en el tramo bajo del Guadalquivir, litoral onubense, norte de Sevilla, occidente de Jaén, norte de Almería y centro y norte de Granada. En Baleares ha habido algún intento de reproducción en el pasado (en Mallorca en 1988-1990; López Jurado, 1997). Falta en Canarias, Ceuta y Melilla.

Hay indicios que sugieren una mayor amplitud de la distribución de la especie en el pasado, al menos en lugares como Granada (Pleguezuelos, 1992) y la Comunidad Valenciana (Urios *et al.*,

1991). En Cataluña el área de reproducción no se ha modificado sustancialmente desde el siglo pasado (Muntaner *et al.*, 1983).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Globalmente los tamaños y las tendencias poblacionales no son bien conocidos. En Europa (excluyendo Rusia) las estimaciones más recientes son de 18.000-28.000 pp. (Hagemeyer & Blair, 1997) y de 20.000-27.000 pp. (Chapman 1999). En Rusia europea (al oeste de los Urales) se estiman 40-70.000 pp., siendo la estima mínima para el conjunto de Europa (incl. Rusia europea) de unas 65.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000). En los últimos 20 años el número de parejas reproductoras ha aumentado en Inglaterra y Francia (Clements, 2001; Dronneau & Wassmer, 1999), pero parece estar en regresión en Alemania, Dinamarca, Finlandia, Hungría, Países Bajos y República Checa (revisión en Chapman, 1999; Kren, 2000).

La población española se estima en 2.300-3.000 pp. La estimación se ha realizado combinando la información de presencia, estima semicuantitativa y dato poblacional de las cuadrículas del Atlas Nacional (Martí & Del Moral, 2003); con la última información regional disponible. Hay que advertir que debido a las características de la especie (rapaz forestal de pequeño tamaño, que se reproduce tardíamente, con fluctuaciones poblacionales importantes en años consecutivos y que puede pasar inadvertida si no se aplica una metodología de censo apropiada), la estimación aquí presentada sólo puede ser considerada como una simple aproximación a su situación real, la cual sólo se conocerá con precisión cuando se emprenda un censo poblacional específico.

La mitad norte de España alberga más del 80% de esta población, con las mayores poblaciones en Castilla y León (26-35%), Galicia (17-22%), Aragón (11%), Cataluña (6-9%) y Navarra (4-5%); Asturias, Cantabria, La Rioja y País Vasco poseen poblaciones menores (del 2% o inferiores). En la mitad sur, Andalucía alberga la mayor población (6-7%), presentando la Comunidad Valenciana, Madrid, Extremadura y Murcia poblaciones del 2% o inferiores. Las provincias donde es más escasa son: Málaga, Badajoz, Córdoba, Almería y Alicante.

No se conoce con precisión la tendencia reciente de la población española, algunos datos apuntan a la estabilidad poblacional y otros a la disminución. Situaciones de estabilidad se han presentado en el alto Ebro, entre 1977 y 1982 (Fernández, 1983); en la Reserva Biológica de Doñana, entre 1967 y 1983 (Heredía *et al.*, 1983), en Navarra en la primera mitad de los ochenta (Elósegui, 1985); y en Cataluña, donde la población no está en regresión y parece estable en los últimos 20 años (J. Estrada/ICO, *in litt.*). Sin embargo, hay algunas poblaciones que podrían haber disminuido: en Valencia, desde principios de la década de los ochenta, en que se estimaban 30 pp. (Ferrer *et al.*, 1986) a la actualidad podría haber sufrido un declive moderado. En Murcia también podría haber ocurrido un declive ya que en los noventa se estimaban 30 pp. (Sánchez, 1995) que podrían haber disminuido a 16 (presente revisión).

Finalmente, como resultado de la información aportada por el Atlas Nacional (Martí & Del Moral, 2003), en Navarra, País Vasco y Salamanca se han obtenido estimaciones poblacionales más altas que las conocidas hasta el momento. Estos incrementos podrían deberse a una infravaloración de las poblaciones en el pasado o a una mejor cobertura del Atlas, aunque tampoco se puede descartar un aumento poblacional como el observado en Francia

e Inglaterra. Desafortunadamente no se puede precisar de una forma adecuada la tendencia poblacional experimentada en esas zonas.

ECOLOGÍA

Generalizando, el hábitat de nidificación se corresponde con manchas forestales asociadas a terrenos abiertos, en un intervalo altitudinal muy amplio: desde el nivel del mar hasta los 1.800 m (Muntaner *et al.*, 1983; Urios *et al.*, 1991). En la meseta destacan los pinares y el arbolado disperso en la llanura cerealista, las dehesas, los sotos fluviales y las manchas de roble melojo en áreas más montañosas. En la franja cantábrica los bordes de bosque, bosquetes y campiñas arboladas; y en la mediterránea principalmente los pinares.

También son de interés para la especie las zonas húmedas próximas a los territorios de cría, en las que se pueden concentrar temporalmente varios individuos cuando hay abundancia de recursos tróficos (Valverde, 1967; datos propios).

Selecciona principalmente para criar los nidos construidos por la Corneja (*Corvus corone*), lo cual debe condicionar en gran medida su distribución durante el periodo reproductor; también puede ocupar los nidos de otros córvidos o los de rapaces forestales de mediano tamaño (Palacín, 1990).

Presenta una alta fidelidad a los territorios de cría, conociéndose localidades que han sido utilizadas regularmente durante 40 años (Cramp & Simmons, 1980).

En España existen, al menos, dos recuperaciones que atestiguan la capacidad de retorno del alcotán en temporadas consecutivas: una, a ocho km de la localidad de anillamiento (Valladolid); y otra, a 44 km de la localidad natal (Doñana-Cádiz) (datos de la Oficina de Anillamiento). En Alemania se han realizado estudios con aves marcadas que han mostrado la elevada filopatria de los machos, el 85% retornó a sus zona natal, mientras que sólo el 11% de las hembras lo hizo (Fiuczynski, 1978). Los datos disponibles sobre dispersión natal indican que la distancia a la que se dispersan es pequeña: 10 km en Alemania (Fiuczynski, 1988) y 39 km en Rusia (Galushin, 1974).

La migración prenupcial acontece en la península Ibérica durante abril y principios de mayo. Los individuos reproductores ocupan los territorios a lo largo de mayo. La puesta tiene lugar, preferentemente, en junio y la eclosión desde mediados de julio hasta mediados de agosto. Los pollos permanecen en el nido hasta finales de agosto o principios de septiembre. Al finalizar este mes inician los movimientos estacionales postreproductivos (Palacín, 1990). Se ha detectado el paso de alcotanes por el estrecho de Gibraltar desde la última semana de agosto pero es en la última semana de septiembre y en la primera de octubre cuando pasan mayor número de individuos (SEO/BirdLife, 2002a).

Los escasos datos existentes sobre los parámetros reproductores de la especie en España, obtenidos mayoritariamente en la década de los ochenta, indican unos valores de éxito reproductor (pollos volados/pareja reproductora) bajos en comparación con las del resto de Europa: 0,4 en Doñana (n = 34) (Heredía & García, 1986), 0,6 en una muestra del centro de España (n = 34) (Palacín, 1990) y 1,6 en el norte de Murcia (n = 8) (Martínez, 1996). La actividad cinética en la media veda ha sido definida como una de las causas determinantes de la productividad anormalmente baja observada en el centro de España y en Murcia (Palacín, 1990;

Martínez, 1996). En Doñana se ha apuntado la posibilidad de que la baja productividad esté relacionada con la contaminación por pesticidas (Heredia *et al.*, 1983), extremo que debería ser confirmado con una investigación específica.

En cuanto a las presas, los alcotanes nidificantes en los pinares vallisoletanos ceban a sus pollos con aves ligadas a la llanura cerealista (45,4%), siendo la calandria (*Melanocorypha calandria*) la especie más capturada y con mayor aporte de biomasa; y con aves asociadas al medio urbano (44,4%), resultando ser el gorrión común (*Passer domesticus*) la segunda especie más capturada (Palacín, 1994). Igualmente, en pinares de Valladolid se estableció, en base al análisis de 19 estómagos, que los insectos voladores (odonatos, coleópteros e himenópteros) forman una parte importante del régimen del alcotán (Valverde, 1967). En Doñana se observó que los pollos eran cebados mayoritariamente con paseriformes, limícolas pequeños y algún micromamífero; y que los insectos (en su mayoría coleópteros) eran preferentemente consumidos por los adultos (Morata, 1971).

AMENAZAS

Pérdida y deterioro del hábitat.

- Incendios y talas forestales (4).
- Destrucción de sotos fluviales (4).
- Cambios de uso del suelo: urbanización de zonas forestales (4).
- Simplificación del paisaje agroestepario: eliminación de arbolado disperso (4).
- Desaparición o disminución de nidos de córvidos, especialmente de corneja (2).

Mortalidad.

- Caza furtiva, destacando la efectuada en la media veda (2).
- Electrocutación en tendidos eléctricos (3).
- Pesticidas (4).

Productividad baja.

- Molestias derivadas de la apertura de la media veda en agosto para la caza de palomas y tórtolas (2).
- Expolios (3).
- Pesticidas (4).
- Trabajos forestales inadecuados a las características reproductoras de la especie (4).

Disminución de recursos tróficos.

- Declive de paseriformes y de insectos en los medios agrícolas debido a la agricultura intensiva: uso abusivo de pesticidas; concentración parcelaria; desaparición de linderos, barbechos y rastrojos; roturación de pastizales naturales y desaparición de mosaicos de cultivos de herbáceas y leñosas (3).
- Destrucción o degradación de zonas húmedas (4).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Aumento artificial de los lugares de cría del Alcotán en la provincia de Castellón (Bort, 1993).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Proteger el hábitat de nidificación: vigilancia de incendios, talas, urbanización (4).
- Regular la caza indiscriminada de cornejas (2).
- Evitar la destrucción de nidos de córvidos por motivos cinegéticos (2).
- Prohibir la caza en la media veda en los hábitats de nidificación de la especie (2).
- Retrasar la apertura de la media veda a finales de septiembre en zonas forestales (2).
- Potenciar y fomentar las prácticas agrícolas compatibles con la conservación de la naturaleza y la agricultura extensiva (mantenimiento de rastrojos, de lindes, eliminación de pesticidas) (5).
- Corregir el diseño de postes eléctricos e instalar nuevos postes con diseños que eviten la electrocución de aves (5).
- Fomentar prácticas forestales adecuadas a las exigencias reproductoras de la especie (4).
- Declarar zonas protegidas a las áreas más importantes de reproducción (4).
- Vigilar el cumplimiento de la normativa legal de protección de la especie y aplicar estrictamente la normativa referente a estudios de impacto ambiental en planes de urbanización o construcción de nuevas infraestructuras (2).
- Desarrollar planes de conservación autonómicos (3).
- Fomentar la investigación aplicada, en particular de los aspectos que afectan a la conservación de la especie (3).

Halcón de Eleonora

Falco eleonorae

Casi Amenazado; NT [VU D1]

Autor: Jordi Muntaner Yangüela

La población de Halcón de Eleonora no es bien conocida pero es inferior a 1.500 individuos reproductores. Las principales amenazas para la especie son las molestias por actividades turísticas próximas a las colonias de cría y la depredación por ratas y gaviotas. Debido a su pequeño tamaño poblacional la especie califica como Casi Amenazado.

DISTRIBUCIÓN

Exceptuando un pequeño contingente en las costas atlánticas de Marruecos y al norte de las islas Canarias, presenta una distribución circummediterránea, con colonias en España, Italia (Cerdeña, Sicilia y algunas islas en los mares de Liguria y Tirreno), islas de la costa de Croacia, islas del mar Egeo (Grecia), en donde se encuentra el grueso de la población mundial, una colonia en el mar de Mármara (de momento la única segura en Turquía si bien es posible que haya otras tres colonias según Ozlem y J. P. Tavares, com. pers.), Chipre, dos colonias en la costa atlántica de Marruecos y pequeñas colonias en islotes de Argelia y Túnez. En España, cría en las islas Baleares, en colonias localizadas en acantilados marinos del norte de Mallorca, Dragonera, Cabrera, norte de Ibiza, incluidos los islotes de Vedrà, Vedranell y Tagomago, en las islas Columbretes y en las islas Canarias. En el archipiélago Canario cría en islotes del norte de Lanzarote y alguna pareja, quizás irregularmente, en Fuerteventura. Área de invernada en Madagascar, islas Mascareñas y zonas de África oriental.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población mundial ha sido cifrada en 5.000 pp., aunque se dan como probables 8.000 pp. (Mayol, 1996). En España la población actual es de 685-734 pp. reproductoras.

El censo de las colonias de Halcón de Eleonora es complicado, especialmente cuando éstas están formadas por muchas parejas. Las cifras que se obtienen en los censos suelen ser aproximadas y pueden presentar variaciones en función de la metodología utilizada, hora de censo y fecha de censo. El recuento de aves no reproductoras presentes en las colonias de cría puede inducir a sobreestimar el volumen de parejas reproductoras. El método de censo ideal es controlar las parejas que ocupan nido y se reproducen, pero esto requiere mucho tiempo y medios y, en ocasiones, es imposible debido a la inaccesibilidad de los nidos. Las colonias del Mediterráneo occidental están más y mejor controladas que las del central o del oriental. En estas dos últimas zonas aún se están descubriendo colonias nuevas, como ha ocurrido en Grecia (Mayol 1996) y en Turquía (Eken, 2000, Ozlem & Tavares, com. pers.).

En las islas Baleares la población es de 1.240 individuos en 2001, equiparable, posiblemente, a un mínimo de 450-500 pp. reproductoras. En las islas Columbretes se han censado 34 pp. en 2001, estimándose un total de 35 pp. En las islas Canarias el censo

de 2000 dio la cifra de 200 pp. reproductoras (Martín & Lorenzo, 2001).

En el Mediterráneo oriental la población se mantenía estable y es posible que se esté produciendo un aumento, independientemente de que se localicen nuevas colonias (Mayol, 1996). Nuevos datos obtenidos en el archipiélago de Mogador (Marruecos) en 2000 también indican un muy importante crecimiento de esta colonia, estimándose 407 pp. en 2000 (Aghnaj *et al.*, 2000), cuando anteriormente nunca tuvo más de 200 pp. (Bergier, 1987).

La población occidental de esta especie ha aumentado durante estas últimas décadas. Esto se ha comprobado en las islas Baleares, en donde se ha registrado un claro aumento en todas las islas, habiéndose pasado de 254 pp. en 1976, 683 pp. en 1991 y a 562 en 1994, con incrementos paulatinos en censos intermedios. El censo efectuado en 2001 ha dado unos resultados inferiores a los de 1994, pero estas variaciones deben tomarse con prudencia por las dificultades del censo de este año y lo tardío de la fecha del censo realizado en Ibiza. En el caso concreto del archipiélago de Cabrera, se dispone de una serie prolongada de censos que también muestran el incremento ocurrido en las Baleares. Los primeros datos son 9 pp. en 1974, 13 en 1975 y 14-18 en 1976 (Araujo *et al.*, 1977). En 1981 se censan 17 pp. (Mayol, 1981). Posteriormente, desde la creación del Parque Nacional, la población ha ido aumentando hasta 29-31 pp. en 1991 (Tomás, *et al.*, 1992) y hasta las 30-42 pp. censadas en 2000 (datos del archivo del Parque Nacional de Cabrera).

En las islas Columbretes la población también ha aumentado. Se disponen de datos bastante antiguos. En 1964 criaron 17 pp. (Bernis & Castroviejo, 1966). En 1972 y 1974 lo hicieron 12-13 pp. (Pechuán, en Mayol, 1977a). Desde 1988 personal de esta Reserva Natural controla regularmente esta colonia: en dicho año se controlaron 25 pp., en 1989 se controlaron 22 y se estimó una población de 30 pp. y en 2001 se localizaron 34 pp. y se estimó una población de 35 pp. reproductoras (Reserva Natural de las islas Columbretes, Generalitat Valenciana, com. pers.). El incremento ha sido muy suave y, parece que tiende a estabilizarse.

En las islas canarias también se ha producido un incremento, pasando de 61 pp. en 1971 a 64 en 1985, 66 en 1994 y 183-199 en 2000 (Martín & Lorenzo, 2001).

ECOLOGÍA

Estival presente de abril a primeros de noviembre. Se caracteriza por su tardía nidificación y por tener un ciclo migratorio comple-

jo, con área de invernada en Madagascar, islas Mascareñas y zonas de África oriental. Ave de conducta extraordinaria. Para criar ocupa exclusivamente acantilados marinos e islotes escarpados. Se reproduce muy tarde, ya que los pollos eclosionan a finales de agosto o primeros de septiembre, para poder ser alimentados aprovechando el máximo flujo de pequeñas aves migradoras a las que caza preferentemente sobre el mar y con las que alimenta a sus pollos. También puede capturar otras aves e insectos en el interior de las islas más grandes (Mallorca e Ibiza). Antes de la cría se alimenta, sobre todo, de insectos que caza al vuelo. Entonces pueden verse concentraciones de aves adultas cazando insectos voladores en zonas donde estos abundan, como sobre zonas húmedas o campos de cultivo. El ciclo migratorio también es peculiar por la situación de sus zonas de invernada muy desplazadas hacia el sureste.

AMENAZAS

Los factores de amenaza a nivel global han sido resumidos por diversos autores como Ristow & Wink (1985) Tucker & Heath (1994) y Mayol (1996). En general, estos factores de amenaza son: predación para consumo humano, caza o persecución directa, coleccionismo o cetrería, molestias producidas por el turismo, predación de las puestas por Rata (*Rattus rattus*), contaminación por organoclorados y destrucción o alteración del hábitat de cría o de caza primaveral (zonas húmedas). En España la mayoría de estos factores han desaparecido totalmente o casi totalmente.

- Predación para consumo humano: actualmente, el consumo de esta y de otras especies que no son cinegéticas ya no se produce en España.
- Caza o persecución directa: dado que la reproducción y el nacimiento y vuelo de los pollos coincide con la época de caza, este factor puede producirse esporádicamente, pero en absoluto como antes de la protección legal de las rapaces en España.
- Coleccionismo o uso para cetrería: puede ocurrir pero no a un nivel que afecte sensiblemente a nuestras poblaciones. En 1995 se produjo un expolio de por lo menos seis pollos de esta especie en la isla de Dragonera (Mallorca), el traficante fue detenido, juzgado y condenado en Inglaterra y los ejemplares liberados en Mallorca. Cada vez son más las colonias que cuentan con protección efectiva, como ocurre en las Columbretes y en varias de las Baleares (Parque Natural de Dragonera y Parque Nacional de Cabrera, en Mallorca, y Parque Natural de Cala d'Hort, en Ibiza) y en las de las islas Canarias, por lo que cada vez será más difícil realizar expolios.
- Molestias producidas por el turismo. El periodo de cría de esta especie coincide con la plena temporada turística por lo que pueden producirse molestias debidas al turismo por el tránsito de embarcaciones turísticas o de recreo. El desarrollo del turismo en el Mediterráneo ha provocado un espectacular aumento de todo tipo de embarcaciones (veleros, motoras, neumáticas, motos de agua, tablas deslizadoras a vela, etc.), que permiten acceder a todos los rincones. Las molestias que pueden ser intencionadas o accidentales. También se pueden producir por personas que se desplazan a pie por el litoral. Actualmente no es un factor importante en España.
- Predación de las puestas por Rata (*R. rattus*): posiblemente es uno de los factores que más incidencia puede tener actualmen-

te. La eliminación de las ratas en islotes pequeños o medianos es factible. En las islas Baleares se han hecho campañas de control de ratas en ciertos islotes que albergan parejas de Halcón de Eleonora, como en Cabrera y en Dragonera. En algunos casos parece que se ha conseguido una desratización total, pero en otros se han producido recolonizaciones, tal como ha ocurrido en el archipiélago de Cabrera. En otros casos la falta de una desratización permanente ha hecho que las poblaciones de ratas se vuelvan a recuperar, como a ocurrido en Dragonera, por ejemplo.

- Predación por parte de la Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*). Se ha detectado este tipo de predación sobre pollos pequeños de Halcón de Eleonora en las islas Canarias (A. Martín, com. pers.).
- Contaminación por organoclorados (u otros contaminantes): la presencia de contaminantes (DDE y PCBs) ha resultado ser baja en el Halcón de Eleonora, lo cual recogen otros autores (Tucker & Heat, 1994; Mayol, 1996), si bien se reconoce que por su alimentación basada en insectos y pequeñas aves, muchas de ellas insectívoras, existe un riesgo de contaminación. Desde 1997 se han producido intoxicaciones indirectas en ciertas colonias de Creta causada por el uso agrícola y como cebo envenenado de un insecticida de amplio espectro (U. Gallo-Orsi, com. pers.; Ristow & Badami, 2000), situación que puede repetirse en cualquier momento y en cualquier colonia.
- Destrucción o alteración del hábitat de cría: actualmente no parece posible en España, donde todas las colonias se encuentran protegidas a este nivel, con un grado mayor o menor de protección. Tampoco parece posible que se produzcan más destrucciones de zonas húmedas, que tienen gran importancia como cazaderos en primavera, dado que todas ellas se encuentran protegidas. Este factor puede seguir teniendo incidencia en otros países con colonias de Halcón de Eleonora.
- Maniobras militares: fueron causa de molestia tanto en el archipiélago de Cabrera como en el de Columbretes y en el Roque del Este, pero este factor ha desaparecido completamente hace años.

Sin duda, la reducción durante las tres o cuatro últimas décadas del conjunto de las causas de amenaza anteriormente expuestas han conducido a la recuperación del Halcón de Eleonora en España y en otros países desarrollados o en vías de desarrollo.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En España destaca la protección de diversas colonias de cría como las del Parque Nacional de Cabrera, Parque Natural de Dragonera, ambas en Mallorca (Mejías & Amengual, 2000), Parque Natural de Cala d'Hort (Ibiza) y Parque Natural de las islas Columbretes. Todas ellas cuentan con vigilancia eficaz. Todas las colonias de las islas Canarias se encuentran dentro del Parque Natural del Archipiélago Chinijo y también cuentan con vigilancia. Dentro de este último parque se encuentra la Reserva Natural Integral de los Islotes, que contempla a los islotes de Montaña Clara, Roque del Este y Roque del Oeste.

Las desratizaciones realizadas en algunos islotes del Parque Nacional de Cabrera (islotes de los Estells y de Conills) y las que irregularmente se realizan en la isla de Dragonera también deben considerarse como medidas de conservación. La erradicación de los gatos en Alegranza es otra medida de conservación.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Proseguir con un censo coordinado a nivel nacional cada tres años que afecte a la totalidad de la población española. Mantener un control anual de colonias testigo como las islas Columbretes y otras no excesivamente grandes en las Baleares (Cabrera y otras a determinar en Mallorca e Ibiza) y en islotes del norte de Lanzarote.
- Organizar una base de datos que cuente con la información actualizada de los censos que se efectúen periódicamente en las tres CC.AA. que cuentan con poblaciones reproductoras de Halcón de Eleonora.
- Realizar cuanto antes desartizaciones absolutas en aquellos islotes con parejas reproductoras que, por su superficie, sea po-

- sible y necesario hacerlo. Estudiar la desartización de otros islotes mayores que requiera un esfuerzo más considerable o procurar una desartización permanente para mantener al mínimo las poblaciones de rata en dichos islotes.
- Conseguir una protección efectiva de todas las colonias y aplicar a todas ellas una mayor vigilancia durante el periodo reproductor: de finales de julio a mediados de octubre.
- Estudiar el éxito reproductor (tamaño de puesta, tasa de eclosión y supervivencia de los pollos) en algunas colonias testigo de las Canarias, Columbretes e islas Baleares.
- Realizar un estudio de contaminantes en huevos y en tejidos de una muestra de las Baleares, Columbretes y de las Canarias para conocer los niveles de los mismos en esta especie.

Halcón Tagarote

Falco pelegrinoides pelegrinoides

En Peligro; EN D

Autores: Manuel Siverio y Domingo Concepción

Durante gran parte del siglo XX, la información disponible sobre esta especie fue muy escasa, lo que sugiere que debió de pasar inadvertida y, probablemente, estar muy localizada. A partir de las dos últimas décadas estudios y observaciones han contribuido favorablemente a dilucidar su estatus numérico. En la actualidad se encuentra en franco incremento poblacional, probablemente debido a la abundancia de recursos tróficos. No obstante, el escaso número de parejas (mínimo de 75), restringidas a las Canarias, hace que se catalogue como En Peligro.

DISTRIBUCIÓN

La subespecie típica se distribuye por el archipiélago canario, norte de África (desde Marruecos hasta Egipto) y Oriente medio, llegando probablemente hasta Irán (Cramp & Simmons, 1980). En Asia, donde es sustituida por *F. p. babylonicus*, está presente desde Afganistán hasta Mongolia (Cramp & Simmons, 1982; Del Hoyo *et al.*, 1994). No obstante, su estatus taxonómico está aún por dilucidar, ya que algunos autores sólo le reconocen rango subespecífico (Del Hoyo *et al.*, 1994; Delgado *et al.*, 1999), mientras que otros lo elevan a nivel específico (Cramp & Simmons, 1982; Clark & Shirihai, 1995; Shirihai *et al.*, 1998). Además, estudios filogenéticos sugieren que debe tratarse de una subespecie de *F. peregrinus* (Helbig *et al.*, 1994; Wink & Seibold, 1996).

España. Restringido a Canarias, donde se distribuye por todas las islas, así como en los islotes de Roque del Este, Alegranza y Montaña Clara (Delgado *et al.*, 1999; Martín & Lorenzo, 2001).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Las escasas referencias hasta mediados de la década de 1980 se limitaban a una serie de datos puntuales sobre su presencia y nidificación, considerándose un ave poco común y probablemente muy localizada. En 1987 y 1988 se contabilizaron un total de 7 pp. limitadas exclusivamente a las islas orientales (Delgado *et al.*, 1988; Hernández *et al.*, 1991). A partir de 1990, se detectó en ciertas zonas de las islas centro-occidentales donde se sabía con certeza que no estaba presente en la década anterior, lo que podría

sugerir una colonización o recolonización desde las islas más orientales. En 1993, en las islas de Lanzarote (incluyendo islotes), Fuerteventura, Gran Canaria, Tenerife y La Gomera, la población fue estimada en 20 pp., aumentándose su rango de distribución (Bacallado *et al.*, 1993). Recientemente se ha estimado en 51-53 pp. (Delgado *et al.*, 1999) y 50-60 (Martín & Lorenzo, 2001), aunque la detección de nuevas parejas en los últimos años indica que en la actualidad existe un mínimo de 75.

Roque del Este. El primer dato fehaciente sobre su reproducción se debe a Delgado *et al.* (1999), quienes observaron una pareja con pollos en 1990. Estos mismos autores hacen mención a una pareja muy alterada en 1993 y a la presencia de adultos con pollos en 1995 y 1996. Posteriormente, en 1998, se constató la presencia de tres juveniles y progenitores (Martín & Lorenzo, 2001).

Alegranza. Lovegrove (1971) hace referencia a 1-2 pp., aunque su reproducción no fue comprobada hasta 1989 (Delgado *et al.*, 1999). En 1990 también se confirmó su reproducción (Martín & Nogales, 1993), y desde entonces al menos una pareja lo hace todos los años (Martín & Lorenzo, 2001).

Montaña Clara. Se conoce su presencia desde principios del siglo XX (Polatzek, 1908; Bannerman, 1914). Más recientemente una pareja ha criado de forma más o menos regular entre 1987 y 1997 (Delgado *et al.*, 1999). En la actualidad aún está presente una pareja (Martín & Lorenzo, 2001).

Lanzarote. El primer dato acerca de su reproducción se debe a Polatzek (1908), quién lo comprobó en el risco de Famara. Hernández *et al.* (1991) detectan 3 pp. en la misma zona, y Bacallado *et al.* (1993) duplican esa cifra. Para el conjunto de la isla Delga-

do *et al.* (1999) contabilizan un total de 9 pp. La población actual es de 13 pp.

Fuerteventura. Polatzek (1908) constata su nidificación a principios del siglo XX. En 1988 se registran dos territorios con parejas reproductoras (Hernández *et al.*, 1991). Más tarde, en 1993, Bacallado *et al.* (1993) visitan de nuevo ambos territorios confirmando sólo la presencia de adultos. Estimaciones recientes cifran la población en 4-5 pp. (Delgado *et al.*, 1999; Martín & Lorenzo, 2001). La población mínima en la actualidad es de 7 pp. (C. J. Palacios, com. pers.).

Gran Canaria. Desde la segunda mitad del siglo XIX hasta principios del XX existen referencias, algunas no muy precisas, de su presencia (Bolle, 1857; Tristram, 1889; Polatzek, 1909). En 1968, una pareja fue observada por Pérez-Chiscano (1969), pero no es hasta 1993 cuando se descubren 2 pp. nidificantes (Delgado *et al.*, 1999). La población estimada hasta 1999 por estos autores fue de 10 pp., si bien en la actualidad se conocen un mínimo de 15 (J. García Ubierna y R. Almeida, com. pers.).

Tenerife. La captura, a principios del siglo XX, de dos hembras en el sur de la isla por el ornitólogo Rudolf von Thanner representa el primer dato fidedigno de su presencia (Thanner, 1909; Hernández *et al.*, 1991). Desde entonces, la mayor parte de los datos son poco precisos (*v.* Martín, 1987), y no es hasta 1991 cuando se comprueba la nidificación de 2 pp. (Hernández *et al.*, 1992; obs. pers.). A partir de ahí la evolución ha sido muy satisfactoria, localizándose 9 más (Delgado *et al.*, 1999). En el periodo 2000-2001 se detectaron 4 pp. nidificantes nuevas (A. Valido, com. pers.; F. Siverio, com. pers.; obs. pers.). La población mínima se cifra en 15 pp.

La Gomera. En 1988 Delgado *et al.* (1999) obtuvieron tres contactos, incluyendo una hembra y un juvenil probablemente del año. A partir de 1992 se han detectado nuevas parejas, estimándose una población de 7 pp. (Delgado *et al.*, 1999). Prospecciones costeras realizadas en 1999 arrojan un total de 12-14 pp. (Martín & Lorenzo, 2001).

El Hierro. Los datos concernientes al pasado son escasos y poco claros. Machado (1985) observa una pareja de *Falco* sp. en 1985 y Martín & Lorenzo (2001) recogen la observación de un halcón indeterminado en 1977. En 1995, Trujillo *et al.* (1999) observan dos individuos de la especie, y en 1999 se constata la reproducción al detectarse una hembra y un juvenil (Martín & Lorenzo, 2001). A falta de datos precisos la población estaría constituida por 2-3 pp. (Delgado *et al.*, 1999).

La Palma. Recientemente se ha confirmado su presencia mediante la observación de un macho en unos acantilados marinos y un juvenil en el interior (Trujillo, 1995 y 1996). Con posterioridad se han localizado nuevos ejemplares y parejas en diversas localidades, estimándose una población de 8-10 pp. (Martín & Lorenzo, 2001).

Tendencia previsible. El notable aumento de su población y distribución en la última década del siglo XX hacen presagiar que siga la misma tónica, al menos durante la presente década o en tal caso que llegue a estabilizarse.

ECOLOGÍA

Especie ligada a su territorio durante todo el año, haciendo algunos desplazamientos fuera de éste con fines predatorios. La mayoría de los territorios de nidificación se encuentran en acantilados marinos -en ocasiones con urbanizaciones, pistas/carreteras,

etc., en la parte superior- con altitudes que pueden oscilar entre los 60 y 650 m. No obstante, cada vez con más frecuencia, se encuentran también en macizos interiores y barrancos profundos y amplios. El cortejo empieza desde mediados de octubre (obs. pers.) y, por lo general, las puestas se efectúan a partir de la segunda quincena de febrero hasta principios de marzo (Delgado *et al.*, 1999). Los pollos vuelan en la primera quincena de mayo, permaneciendo algunos en los territorios hasta finales de septiembre. Se alimenta sobre todo de palomas bravías (*Columba livia*), especie muy abundante en acantilados costeros y algunos barrancos de diversas islas.

AMENAZAS

Poco documentadas. Sin embargo, la caza furtiva y los tendidos eléctricos parecen ser dos de los factores principales de mortalidad no natural. También las actividades humanas relacionadas con deportes en la naturaleza pueden ocasionar graves problemas en la época de nidificación.

Caza furtiva. (2) Por arma de fuego se conocen diez casos, todos a partir de la última década del siglo pasado: seis ejemplares en Lanzarote (obs. pers.), uno en Fuerteventura y otro en Gran Canaria. Los dos últimos ingresados en el Centro de Recuperación de Fauna del Área de Medio Ambiente del Cabildo de Gran Canaria (P. Calabuig, *in litt.*). Asimismo, en Tenerife, han sido recogidos dos individuos por el organismo homólogo del Cabildo de Tenerife (J. Hernández-Abad, *in litt.*).

Impacto con tendidos eléctricos. (2) Los únicos estudios que han abordado este tipo de riesgos han sido realizados en Fuerteventura (Lorenzo, 1995) y Lanzarote (Lorenzo *et al.*, 1998), citándose un caso por electrocución en la última isla. Además, en Gran Canaria se halló un juvenil -junto a un *Buteo buteo* y a un *Falco tinnunculus*- con quemaduras y enganchado en una torre de alta tensión en La Majadilla, Telde (D. Trujillo y R. Barone, com. pers.). En cuanto a la mortalidad por colisión, se han comprobado cuatro casos en Lanzarote, tres de ellos en un tendido que discurre por el interior, en el borde occidental del espacio protegido de Los Ajaches (Monumento Natural). Dado el número de aves encontradas, tanto en Gran Canaria como en Los Ajaches (Lanzarote), podrían tratarse de auténticos "puntos negros". Señalar que en los centros de recuperación de fauna de Gran Canaria y Tenerife han entrado al menos ocho individuos con diversas luxaciones, si bien no se sabe con certeza si realmente fue debido a tendidos eléctricos (J. Hernández-Abad, *in litt.*; P. Calabuig, *in litt.*).

Expolio de nidos. (3) Una pollada fue expoliada en Lanzarote en 1994 y, en el mismo territorio, también hay indicios del robo de huevos en 1995. No se descarta que también en otras islas se produzcan casos de este tipo.

Molestias por actividades humanas. (2) La práctica de senderismo por barrancos y de "rapel" en acantilados se perfila como uno de los factores más perturbantes en las áreas de nidificación. En Tenerife, concretamente en zonas de "uso restringido" del Parque Rural de Teno, existen vías de escalada muy próximas a los nidos (Siverio, 2000). En Famara (Lanzarote), la cada vez más numerosa presencia de visitantes que se salen de las pistas y miradores para acceder a las vistas del cantil, ha provocado el desplazamiento de al menos 4 pp. hacia lugares próximos más inaccesibles y la deserción definitiva de

otra. La práctica de ala delta y parapente en este mismo lugar, deportes cada vez con más auge en otras islas como Tenerife, así como las obras de cualquier índole que se ejecuten cerca de los territorios, podrían representar un riesgo potencial. Este último hecho provocó la inanición de al menos dos pollos de un nido ubicado en los acantilados de Famara.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

- No se han ejecutado medidas específicas de conservación, aunque hay que señalar que la mayor parte de la población se encuentra en ENP.
- La especie está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias bajo la categoría de “En peligro”.
- Censo de las aves rapaces del archipiélago canario. Museo Insular de Ciencias Naturales. Dirección General de Medio Ambiente y Conservación de la Naturaleza. Gobierno de Canarias.
- Censo y datos sobre la biología del Halcón de Berbería (*Falco pelegrinoides* Temminck, 1829) en las islas Canarias. Museo de Ciencias Naturales de Santa Cruz de Tenerife.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaboración y publicación el Plan de Recuperación de la especie y cumplimiento de sus directrices (1).
- Cancelar todas las vías de escalada que se encuentren instaladas próximas a los nidos. Además, las más alejadas, incluidas dentro de territorios, deberían ser controladas prohibiéndose su uso durante el ciclo reproductor. En general, regular cualquier actividad deportiva (ala delta, parapente, etc.) o de otra índole que se realice cerca de las áreas de nidificación (2).
- Realizar censos, al menos cada cinco años, para disponer de información actualizada sobre su evolución poblacional y espacial. Asimismo, efectuar campañas de anillamiento con marcaje para facilitar el conocimiento y evaluación de otros parámetros demográficos y ecológicos, tales como tasas de supervivencia, que- rencia territorial, intercambio de efectivos entre islas, etc. (2).
- Realizar estudios sobre el impacto de los tendidos eléctricos, sobre todo en ENP o en las áreas más frecuentadas por esta rapaz (2).
- Realizar estudios sobre la dieta. El P. N. de Timanfaya constituye uno de los mejores espacios para tal fin, dadas la accesibilidad de sus nidos y buena vigilancia (4).
- Estudio genético que aclare su estatus taxonómico (3).
- Campañas de sensibilización en sociedades colomófilas y de cazadores (3).

Lagópodo alpino

Lagopus mutus

Vulnerable; VU [EN C2a(ii)]¹

Autores: Jordi Canut, Diego García, Xavier Parellada y Luis Lorente

El Lagópodo Alpino cuenta en España con una pequeña población de entre 442-738 parejas (884-1.476 individuos) restringida a dos núcleos poblacionales del Pirineo (oscense y catalán), con cierta estabilidad según las zonas, aunque en conjunto, la tendencia parece ser la regresión (sin cuantificar). Una vez disminuido el riesgo de extinción en un nivel -por el contacto entre las poblaciones de las dos vertientes pirenaicas- califica como Vulnerable, debido a su pequeña población (2.500 aves maduras), tendencia al declive, en combinación con una estructura de la población cuyos efectivos se agrupan en aproximadamente un 95% en una subpoblación. Existen factores que están afectando a su hábitat, los cuales se prevé que se mantengan o puedan incrementarse en un futuro próximo.

DISTRIBUCIÓN

El Lagópodo Alpino es una de las especies más características de la fauna oro-ártica con una distribución circumpolar. Está presente en una amplia zona del norte de América y Eurasia con una distribución irregular y discontinua en el norte, rarificándose hacia el sur hasta quedar poblaciones aisladas a modo de reliquias posglaciares en las zonas alpinas (como la de los Pirineos), tratándose del límite meridional mundial (42° N), sólo superada por el recientemente descubierto núcleo de las montañas del Pamir en Tadjikistan (Storch, 2000). La población europea está dividida en cinco poblaciones aisladas entre sí (Fenoscandia, Islandia, Reino Unido, Alpes y Pirineos), tratándose de subespecies diferentes (*pyrenaicus* en Pirineos).

España. La distribución actual ibérica comprende las áreas de carácter alpino de la cordillera pirenaica restringidas al área

axial entre el macizo de Larra en Navarra (población marginal) y el Ripollés en Girona (Canut *et al.*, 1987). La superficie potencial de la especie en Pirineos se ha estimado en 3.330 km² (el área de ocupación en Iberia es de 1.470 km²). El porcentaje del área de ocupación en la vertiente sur respecto al total del área pirenaica es del 44,15%, siendo la práctica totalidad de la frontera entre ambos países territorios comunes de la especie. Existen referencias de extinciones locales en puntos del Pirineo tanto francés como español (Brenot & Novoa, 2001; Parde & Bonaventure, 1991; Canut *et al.* 1987; Woutersen & Grasa, 2002).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

De acuerdo con Heath *et al.* (2000), la especie no muestra una tendencia regresiva clara en la UE, sin embargo, figura como amena-

zada en los libros rojos de países como Alemania, Italia y Eslovenia (Storch, 2000). Además se ha citado una regresión en Francia, a partir de encuestas nacionales, que cifran el declive en un 7% en los Alpes y un 13% en los Pirineos (sobre todo en el límite distributivo) (Cruveillé, 1989; Brenot & Novoa, 2001), así como en Comminges, Pirineo central limítrofe con el valle de Aran (Parde & Bonaventure, 1991). La conexión de la población española con la francesa, está demostrada en el Pirineo oriental (Brenot & Novoa, 2001) y en el central (Morscheidt *et al.*, 1996). Esto también es extensible a otras zonas fronterizas con Francia, en donde la divisoria coincide con territorios de parejas que pueden pasar de un lado a otro, como en Navarra, valles de Echo y Ansó, valle de Canfranc, Tena, Bujaruelo, Bielsa, Gistaín, Benasque, etc., en Huesca (L. Lorente), así como la zona del Pallars Sobirà y la Cerdanya (en Lleida) en donde también hay conexión con la población de Andorra. En Francia se estima que en la vertiente norte pirenaica, la población podría oscilar entre 1.000-3.000 pp.

La población peninsular ha estado evaluada desde hace una veintena de años a través de estimas poblacionales relacionadas en su mayoría con trabajos locales de atlas ornitológicos. De ésta manera en las tres CC.AA. donde está presente, se ha estimado su población total en 5.200 pp. y 100-150 pp. para Navarra, Aragón y Catalunya respectivamente (Fernández & Azcona, 1997; Lorente, 1993; Lorente *et al.*, 2000; Canut *et al.*, 1997). No existe otro tipo de referencias poblacionales globales debido sin lugar a dudas a la dificultad de realizar un censo exhaustivo en un gran ámbito territorial. Para la elaboración del presente texto, se ha intentado establecer una estima poblacional más precisa calculando la superficie ocupada por la especie y relacionándola con una densidad media obtenida en el Pirineo oriental. Para unas densidades estimadas entre 0,3 y 0,5 pp./100 ha calculadas para la zona potencial (en los sectores más favorables puede alcanzar los 3-4 machos/100 ha), los resultados arrojan cifras absolutas de entre 442-738 pp. para el conjunto peninsular.

Las estimas previas realizadas por diferentes autores en los núcleos poblacionales del Pirineo oriental (Cerdanya y Freser-Setcases), así como en el Parc Nacional de Aiguestortes i Estany de Sant Maurici, se confirman en esta estima poblacional global y reflejan una cierta tendencia regresiva en algún sector (DMA, 2001).

De los resultados expuestos se aprecia una tendencia mayoritariamente estable pero con algún núcleo en regresión (existen referencias de extinciones locales en puntos del Pirineo tanto francés como español: Brenot & Novoa, 2001; Parde & Bonaventure, 1991; Canut *et al.*, 1987; Woutersen & Grasa, 2002). Los datos de Aragón son poco precisos, al faltar una valoración actual de efectivos. Recientemente se han iniciado estudios sobre la especie en el Parque Natural de Posets-Maladeta (L. Lorente) que permitirán conocer mejor su situación en esta zona. En el Parque Nacional de Ordesa siempre ha sido un ave escasa, tanto como residente como nidificante, con bajas densidades (Woutersen & Grasa, 2002; L. Lorente). Extinguida en la cordillera Cantábrica en el primer cuarto del siglo XX (García-Dory, 1982), en el Pirineo catalán ha desaparecido de los macizos de la Tossa d'Alp, Port del Compte, l'Orri, y Cometa. En Aragón parece haber ocurrido lo mismo en el macizo del Turbón y se teme por su supervivencia en Cotiella (L. Lorente).

Los estudios recientes y en curso que se están llevando a cabo en el Pirineo catalán aportan resultados diversos. En el núcleo más oriental de Girona (Freser-Setcases) se observó una reducción importante de territorios ocupados entre 1982 y 1991, y una

recuperación relativa entre 1992 y 2001. Un caso similar ha sido detectado también en la Cerdanya catalana (DMA, 2001). La especie parece que se comporta en los Pirineos con el clásico carácter fluctuante, propio de las tetraónidas y perfectamente documentado en otras latitudes. Sin embargo, el éxito reproductor parece haber disminuido notablemente en los últimos años (de aprox. 1,3 pollos/adulto a 0,2), siendo menores los efectivos post-reproductores (un 50% de los contabilizados veinte años atrás en Freser-Setcases) (DMA, 2001).

La tendencia regresiva podría verse agravada por el calentamiento global. Sin embargo, probablemente superó un periodo bastante más cálido que el actual hace 2.000-3.000 años. Este cuello de botella podría ser el responsable del menor polimorfismo (comparado con el de la población de los Alpes) detectado en los resultados preliminares del estudio genético que se está realizando en Francia (Brenot & Novoa, 2001).

No parece factible el contacto de esta población con otras poblaciones europeas (la más cercana, situada en los Alpes, precisaría de un vuelo directo de más de 350 km). Es más, en la propia cordillera pirenaica podría haber un cierto aislamiento del núcleo oriental (Puigmal-Canigó), separada del central por un mínimo de 9 km (fosa de la Cerdanya), no existiendo evidencias de contacto tras tres años de radioseguimiento (Brenot & Novoa, 2001). Aunque se han comprobado desplazamientos muy superiores en la cordillera (20 y 26 km en el Canigó y en el Ariège-Alt Pallars respectivamente), en ninguno de ellos es necesario realizar vuelos superiores a los 2-3 km para alcanzar hábitats favorables (Morscheidt *et al.*, 1996; Brenot & Novoa, 2001). Tal vez los mayores desplazamientos se den en los ejemplares que muy esporádicamente se observan en invierno en el macizo francés de Madres, área donde se extinguió la especie como reproductora hace 20-25 años, y cuyo hábitat favorable (cota 2.000 m) se encuentra separado por unos 5 km. del núcleo más cercano. En cualquier caso, el intercambio genético entre la subpoblación del Puigmal-Canigó y el resto en ningún caso será fluido.

En los Pirineos resulta evidente el declive del área de ocupación y distribución. Por otra parte, el número de ejemplares adultos podría encontrarse más o menos estable en las zonas más favorables, concentrándose la regresión en las áreas periféricas y marginales.

En definitiva y a pesar de la dificultad que supone el predecir la tendencia poblacional en los Pirineos, todo parece indicar que de continuar el calentamiento global, los bajos éxitos reproductores detectados hasta el momento, así como las amenazas conocidas (ver a continuación), la actual población de lagópodos alpinos en la cordillera puede seguir el mismo camino que los glaciares pirenaicos.

ECOLOGÍA

El Lagópodo Alpino habita en gran parte de los macizos montañosos de la cadena axial pirenaica de altitudes medias superiores a los 2.200 m (nunca por debajo de los 1.200-1.800 m: vertiente norte y sur respectivamente), donde es sedentaria. Ocupa la relativa diversidad de ambientes naturales (praderas de vivaces, pastizales de gramíneas, neveros, canchales y landas arbustivas) propias de la zona a partir del límite supraforestal (Canut *et al.*, 1987). De carácter sedentario, se han descrito movimientos de significativa importancia sobre todo durante la dispersión juvenil (Brenot & Novoa, 2001; Morscheidt *et al.*, 1996). A pesar de ello la especie

permanece a lo largo de todo el ciclo anual en el medio alpino con lo que este hecho representa (adaptación morfológica y fisiológica a temperaturas extremas y muda del plumaje, entre otros aspectos). El Lagópodo Alpino es una especie herbívora y lignívora dependiendo del sustrato. De esta manera la dieta está dominada por *Dryas octopetala* y *Salix pyrenaica* en medios calcícolas y diversas ericáceas (*Vaccinium* sp., *Rhododendron ferrugineum* y *Calluna vulgaris*) en ambientes silíceos (Martínez, 1985; Boudarel & García-González, 1991).

AMENAZAS

Es evidente que a una especie de origen ártico como el lagópodo le debe afectar el calentamiento global detectado en los últimos decenios. Si la sincronía entre la muda del plumaje y la capa de nieve del terreno se ve alterada, se produce una mayor vulnerabilidad a la detección por parte de depredadores que se rigen por la vista. Por otra parte la sensibilidad frente a condiciones adversas climáticas durante las eclosiones y primeras semanas de vida de los pollos, ha estado documentada al igual que el resto de las tetrónidas.

Los complejos invernales turísticos (en general equipamientos de esquí alpino) provocan las siguientes amenazas para los núcleos de lagópodos alpinos: incremento de depredadores generalistas, mortalidad por colisión especialmente en cables eléctricos y de remontadores y finalmente la alteración irreversible del hábitat favorable (Ménoni & Magnani, 1998; Storch, 2000). Otros aspectos relacionados con deportes invernales como el heli-esquí, motos de nieve y esquí de montaña amenazan de nuevo el frágil hábitat alpino y a la especie: pensemos en el ahorro energético que el lagópodo se ve obligado a hacer durante el riguroso invierno, debido a la baja calidad energética de la dieta leñosa que consume en esa época.

Otro factor negativo a tener en cuenta es el turismo de mochila, pues la frecuentación de crestas y cimas pirenaicas se ha incrementado espectacularmente, perturbando el descanso y alimentación de la especie y causando abandono de puestas y mortalidad de pollos. En este sentido, el fuerte aumento del turismo en el valle aragonés de Pineta y las pernoctas en tiendas de campaña en el Balcón durante la última década, se apuntan como los principales factores que pueden haber perjudicado a la especie en el Parque Nacional de Ordesa (Woutersen & Grasa, 2002). La disminución del éxito reproductor de los últimos años podría estar relacionado con dichas molestias. Precisamente para valorar este aspecto hace tres años que se ha iniciado en el Pirineo oriental francés un trabajo específico (Brenot & Novoa, 2001). En definitiva las previsiones apuntan hacia una alteración del tan vulnerable hábitat alpino en el que reside.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

- Monitorización. Diferentes censos, y el desarrollo de los Atlas en las Comunidades de Navarra, Aragón y Catalunya han permitido conocer el área de distribución y efectivos.
- En Catalunya, desde el año 1998, se está colaborando con Francia en un estudio piloto para ver la influencia del turismo sobre la especie.
- Conservación del hábitat. Puntualmente se han regulado determinadas actividades que podían causar problemas a la especie (motos de nieve, heliesquí, etc.).
- En los últimos cuatro años, en los estudios de impacto ambiental sobre proyectos que afectaban al hábitat de la especie (fundamentalmente estaciones de esquí), se ha hecho constar la incidencia de los mismos sobre ésta.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Debido al carácter de especie bioindicadora de la calidad ambiental, por el hecho de representar un endemismo taxonómico, las previsible amenazas futuras así como por la sensibilidad por las influencias humanas, el Lagópodo Alpino requiere un Plan Nacional de Conservación basado en los siguientes puntos básicos:

- Seguimiento poblacional estricto como uno de los indicadores ambientales del cambio climático.
- Protección de las zonas con mayores densidades, las cuales actuarán como donadoras de excedentes (en caso que se produzcan).
- Seguimiento de los nuevos proyectos turísticos de invierno.
- Regulación del uso turístico (motos de nieve, heli-esquí, esquí de montaña, excursionismo, etc.) en zonas sensibles para la especie.
- Adecuación de infraestructuras compatibles con la especie (visualizadores de tendidos existentes, enterramiento de futuros tendidos, control de desperdicios orgánicos en complejos invernales para no incrementar la presencia de depredadores generalistas como zorros y ciertos córvidos).
- Finalmente desarrollar una campaña de educación e información sobre la importancia biológica y patrimonial de una especie ártica en un país mediterráneo.

Nota de los editores: ¹ Sería también posible afrontar la evaluación del total de la población pirenaica, que tiene respaldo desde un punto de vista biogeográfico. En este caso, el resultado de la evaluación sería el mismo, ya que la población pirenaica en conjunto alcanzaría entre las 1.450-4.500 pp. (3.000-9.000 individuos), que es inferior al primer requisito para cumplir el criterio VU C (10.000).

Urogallo Cantábrico *Tetrao urogallus cantabricus*¹

En Peligro; EN c.A2ac; B1ab(i,ii,iii,iv,v); C2a(i)

Autor: José Ramón Obeso

El Urogallo Cantábrico habita exclusivamente los ambientes forestales montanos de la cordillera Cantábrica. Se encuentra En Peligro de extinción tras haber sufrido un declive continuado durante las últimas décadas (45% en los últimos 18 años) y en la actualidad probablemente no supera los 500-600 individuos maduros (2001). El área de distribución es inferior a 5.000 km², se encuentra cada vez más restringida y está a punto de fragmentarse en dos subpoblaciones aisladas (ninguna de las cuales contiene más de 250 adultos). La producción de juveniles está muy limitada por un conjunto de amenazas vigentes, lo cual hace que sea muy incierta la viabilidad de esta población cantábrica.

DISTRIBUCIÓN

El Urogallo Común presenta una distribución muy extensa en el Paleártico, desde el suroeste de Europa al este de Siberia (Del Hoyo *et al.*, 1994; Storch, 2000).

España. Su distribución actual se restringe a la cordillera Cantábrica donde ha reducido su área de ocupación en las últimas décadas, ocupando en la actualidad unos 2.000 km² (su área de distribución es inferior a 4.800 km²). Las poblaciones más próximas a la Cantábrica se encuentran en el Pirineo navarro, donde además de corresponder a otra subespecie (*T. u. aquitanicus*), también se encuentra en franca regresión (véase texto relevante, éste volumen). Otras, poblaciones próximas, con toda probabilidad de urogallos cantábricos, son las desaparecidas del norte de Portugal y sierras del suroeste de León.

En las sierras de San Mamede e Invernadeiro (Orense), Peña Trevinca (Orense-Zamora), sierra Cabrera (León-Zamora) y Montes Aquilianos (sierra del Teleno, León) parece que se extinguió en los años cuarenta (Castroviejo *et al.*, 1974) y en Portugal hay datos de su presencia hacia mediados del siglo XVIII en las sierras de Peneda y de Gerês (Parque Nacional Peneda-Gerês) (Dantas da Gama, 1998). Hacia el este de su distribución actual está documentada su presencia en la sierra de la Demanda (Burgos-Rioja) y sierra de Cebollera (Soria-Rioja) donde había urogallos durante el siglo XVIII y es posible que se extinguieran a mediados del siglo XIX (Castroviejo *et al.*, 1974). Estas poblaciones estaban a medio camino entre Pirineos y la Cantábrica, desconociéndose con cual de ambos núcleos estarían conectadas.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Las poblaciones de urogallos se encuentran en declive en todo su rango de distribución (BirdLife International/EBCC, 2000), y las del centro y sur de Europa están severamente fragmentadas debido a extinciones locales continuadas. La población cantábrica representa el límite sur-occidental del área de distribución y es la que se encuentra más amenazada (Storch, 2000).

Existen notorias dificultades para estimar la población de urogallos en áreas de montaña, especialmente mediante el empleo de los métodos de censo tradicionales, durante la época de celo (Ena *et al.*, 1984). No obstante, el seguimiento de la ocupación de los lugares de canto (más de 700 conocidos en

todo su área de distribución) es preciso y suministra una buena estima de la tendencia de las poblaciones. Si utilizamos como referencia el primer censo global Cantábrico, de 1982 (del Campo & García-Gaona, 1983), donde la tasa de ocupación fue de 85%, nos encontramos que sólo 18 años después (tres generaciones equivale a unos 12 años), en el 2000, la ocupación bajó al 45% examinando las mismas localidades. Se ha perdido prácticamente la mitad de la población en menos de 20 años, y si bien el efecto más severo se ha producido en el borde del límite de distribución la población se está fragmentado en varios núcleos.

De continuar activos los factores que han producido el declive actual la población Cantábrica de urogallos podría extinguirse en tres décadas ya que la productividad de juveniles es extraordinariamente baja: menos de 0,4 juveniles/hembra/año (Canut *et al.*, 1998, y datos del Grupo de Trabajo Urogallo Cantábrico, en el marco del Comité de Flora y Fauna). Teóricamente debería producirse al menos un juvenil/hembra/año, ya que la población Escocesa está en declive aún produciendo el doble de juveniles por hembra que la Cantábrica (Moss *et al.*, 2000). Estimaciones de proyección de la población cantábrica le asignan un riesgo de extinción de 0,2±0,04 en 20 años (Obeso & Bañuelos, 2001) que corresponde según UICN (2001) a la probabilidad de extinción para un taxón "En Peligro".

Asturias. Se sitúan en torno al 60% de los lugares de canto conocidos en la Cantábrica y la mayor parte del área de distribución actual. No obstante, la tasa de ocupación de lugares de canto, que en 1982 fue del 92% pasó a ser del 41% en el 2000-2001 (48% en la zona occidental y poco más del 30% en la oriental). En la zona central de la Cantábrica se extinguió el urogallo en más del 60% de las localidades que estaban ocupadas en los ochenta, lo cual conducirá al aislamiento de dos poblaciones Cantábricas de forma irremediable.

Cantabria. A mediados de los años cincuenta, la presencia de urogallos se confirmaba en 55 lugares de canto, que pasaron a ser 14 en 1982 y sólo tres en 1998 y 1999. La extinción se ha producido en lo que eran hasta hace poco los valles con urogallo más orientales de la Cantábrica y sólo permanecen ocupadas algunas localidades de canto del valle de Liébana, cercanas al núcleo oriental Cantábrico de Riaño (León) y una localidad próxima a Asturias. El declive en Cantabria ha sido exponencial y puede hablarse de extinción virtual porque los individuos que quedan no constituyen una población estable.

Castilla y León. En las dos últimas décadas se extinguió el urogallo en Palencia, donde recientes reparaciones pueden considerarse anecdóticas ya que no hay núcleos de reproducción. En la provincia de León, vertiente sur de la Cantábrica, la distribución dejó de ser continua en los ochenta, aislándose las poblaciones oriental y occidental tras la extinción de las escasas localidades ocupadas en la zona centro durante los sesenta y setenta (Castroviejo, 1975). Los Ancares leoneses mantienen una ocupación muy baja (11%) y algo similar está ocurriendo en los valles del Porma, Cureño y el Esla (en torno al 20% de ocupación). Lo que fuera el potente núcleo del entorno de Riaño y valles de Valdeón y Sajambre mantiene ahora ocupaciones próximas al 40%, pero con un área de distribución cada vez más fragmentada. Sólo la zona del alto Sil mantiene niveles de ocupación elevados, similares a los de hace dos décadas (más del 70%).

Galicia. El urogallo ocupaba 14 lugares de canto en 1982 en la sierra de Ancares y tras un declive continuado durante los noventa se llegó a la extinción de esta población a final de esa década. La presencia de urogallos en Galicia es ahora esporádica y debida más a la movilidad de los ejemplares de los Ancares leoneses que a la presencia de un núcleo gallego.

ECOLOGÍA

El Urogallo Cantábrico se circunscribe a las regiones montañosas, donde su presencia depende más de la estructura del bosque que de la edad del mismo o las especies que lo componen. No obstante, las áreas que aún albergan importantes poblaciones de urogallos mantienen bosques maduros en grandes extensiones. Su hábitat primario es el bosque climácico boreal, dominado por bosques maduros con parches de turberas y pequeñas áreas de regeneración tras perturbaciones naturales. Los bosques más característicos son los de coníferas, en especial *Pinus sylvestris*, pero también aparece en bosques de otras coníferas, bosques mixtos e incluso bosques caducifolios. En cuanto a la estructura forestal, los urogallos aparecen preferentemente en bosques abiertos con cobertura de copas moderada, como corresponde a las fases maduras, lo cual permite el desarrollo de arándanos (*Vaccinium myrtillus*), una de las claves de su dieta (Storch, 1993a; Selas, 2000; Rodríguez & Obeso, 2000). Como consecuencia de la dependencia de esta especie, el área de distribución del Urogallo se solapa en gran medida con la distribución geográfica del arándano en el Paleártico. Los urogallos adultos son casi exclusivamente folívoros y durante el invierno la base de su alimentación la constituyen las acículas de coníferas, en su mayor parte de *Pinus sylvestris*, pero en verano diversifican su dieta incluyendo brotes, hojas, flores y frutos de herbáceas y matorrales, destacando el arándano, que además de suministrar protección a los pollos alberga su principal fuente de alimento (las orugas que viven sobre esta planta).

Su fidelidad a los lugares tradicionales de canto le confieren escasa plasticidad ecológica frente a las modificaciones de su hábitat, de modo que puede ser utilizado como indicador de la calidad de hábitat para el resto de aves forestales.

Tradicionalmente se ha considerado al urogallo un ave sedentaria que circunscribía su actividad al entorno del área de exhibición, asociando al hábitat del urogallo con el cantadero. Sin embargo, el área vital de los urogallos es de unas 500 ha por término medio, con un rango que varía entre 132-1207 ha (Gjerde & Wegge, 1987; Schroth, 1991; Gjerde, 1991a, b; Storch, 1993 a, b; 1995).

La peculiaridad ecológica más notoria es el hábitat que en la Cantábrica consiste casi exclusivamente en bosques caducifolios, en especial hayedos y robledales. Su presencia en otros tipos de bosque como abedules es más esporádica y en el pinar de *Pinus sylvestris* su presencia se circunscribe a tres localidades. Como consecuencia de su vida en el bosque caducifolio su dieta invernal habitual pasa a ser sustituida por helechos, brezos, hojas de acebo y, sobre todo, brotes de haya (Rodríguez & Obeso, 2000).

La mayoría de los bosques en los que vive la especie, no cubren sus requerimientos de hábitat ya que tienen por término medio unas 200 ha. A medida que el hábitat está más fragmentado, los urogallos necesitan incrementar sus dominios vitales para cubrir sus necesidades de hábitat, incrementando con ello los desplazamientos entre fragmentos. Se ven entonces obligados a utilizar hábitats no forestales, como praderas y brezales alejados al bosque (Martínez, 1993) lo cual probablemente incrementa el riesgo de depredación.

AMENAZAS

El pronunciado declive que se ha producido en el Urogallo se debe a una combinación de factores globales (disminución en todo su rango), regionales (la cordillera Cantábrica está en el límite de su área de distribución y presenta peculiaridades ecológicas notables) y de carácter local (elevada densidad de ungulados, efecto de depredadores). No obstante estos factores están estrechamente relacionados y sus efectos son aditivos. Entre ellos destacamos a continuación los más relevantes:

Fragmentación del hábitat. (1) La reducción del hábitat ha tenido efecto histórico sobre las poblaciones de urogallos, así como sobre la fragmentación de sus núcleos. No obstante, durante las últimas décadas, coincidiendo con el declive documentado, no se ha producido una reducción de la superficie ocupada por el hábitat forestal. Sin embargo, la fragmentación del hábitat como variable relacionada con la densidad de bordes forestales se revela como el factor clave en el declive del urogallo. Los cantaderos más próximos al borde forestal sufren mayor probabilidad de extinción que los que están en el interior del bosque. Además los cantaderos que están en bosques de menor superficie o bien más aislados (los más alejados de otros bosques), son los que tienen mayor probabilidad de extinción. No obstante, el aspecto más perjudicial de la fragmentación forestal es el incremento de los bordes forestales y su efecto indirecto sobre depredadores y ungulados competidores. Se ha podido demostrar que los depredadores de urogallo son más eficientes capturando pollos en los bordes forestales que en el interior del bosque (Storaas *et al.*, 1999; Angelstam, 1992).

Depredación. (1) El efecto negativo de los depredadores sobre las poblaciones de urogallo, en particular sobre los nidos, está bien documentado (Marström *et al.*, 1988; Klaus & Bergmann, 1994; Lindström *et al.*, 1994; Kurki *et al.*, 1997); siendo zorros, martas, jabalíes y córvidos los más importantes (Klaus, 1985; Schroth, 1991; Andrén, 1992). La depredación de nidos se ha incrementado en la últimas décadas como consecuencia de los cambios en el hábitat y puede ser uno de los factores más importantes para explicar el declive de los urogallos (Wegge & Grasaas, 1977; Klaus, 1985; Storch, 1994). El aumento de la población de jabalíes en la Cantábrica bien pudiera estar relacionado con un aumento de las tasas de depredación sobre los nidos de urogallo, pero no existen datos empíricos sobre este particular, salvo los indirectos.

No obstante, sin modificar su densidad, el efecto de los depredadores es más perjudicial en bosques fragmentados ya que estos presentan mayor proporción de borde forestal (Angelstam, 1992).

Competencia con otros herbívoros. (1) Una excesiva carga de ungulados puede rasurar el tapiz de arándanos del hábitat del Urogallo causando con ello un efecto doble. Por una parte modifican la estructura del hábitat, reduciendo la cobertura que ofrece protección y alimento a los pollos; por otra, ciervos, vacas y urogallos coinciden en la utilización de las ramas más tiernas como única parte menos leñosa, más digerible y con mayor contenido en proteínas (Storch 1993a; Bergmann & Klaus, 1994). No obstante, cabe destacar que estos efectos negativos sólo se apreciarían en casos de sobrepastoreo, ya que con cargas de ungulados moderadas el efecto podría ser incluso positivo. Aunque no puede achacarse de forma global la disminución de la población Cantábrica a la carga de ungulados, ya que en muchas zonas la carga ganadera ha disminuido en las últimas décadas, sí puede ser un factor importante a escala local, por ejemplo en muchas localidades del centro y oriente de Asturias.

Molestias por la actividad humana. (1) El urogallo no se caza legalmente en España desde hace más de dos décadas, sin embargo en su hábitat se continúa cazando y la actividad cinegética sobre especies que comparten su hábitat como ciervos y jabalíes, en especial las batidas, son un factor de perturbación importante. Las zonas de la Cantábrica donde se han perdido más urogallos coinciden con aquellas en las cuáles se han realizado más batidas y se han abatido más jabalíes. Debemos considerar, no obstante, que es imposible diferenciar si el declive de urogallos se debe a las molestias derivadas de la actividad cinegética o bien a que ésta es más frecuente donde hay más jabalíes, que a su vez son potenciales depredadores de huevos y pollos de urogallo. En cuanto a la caza furtiva, aunque no parece ser muy frecuente, siguen produciéndose algunos casos aislados todos los años. No podemos achacar a estos hechos aislados la reducción de la población Cantábrica, pero es un factor que debe ser controlado.

Actuaciones negativas sobre el hábitat. Lamentablemente sí hay conocimiento de numerosas actuaciones negativas sobre el hábitat, que incluyen la construcción de una extensa red de pistas forestales (aprovechando fondos europeos), el aumento de la carga ganadera por encima de la capacidad del carga del medio (con las subvenciones que se derivan de la pertenencia a espacios naturales protegidos) y las explotaciones mineras a cielo abierto.

Otros factores. Aunque en Escocia la electrocución es una causa de mortalidad importante (Bevanger, 1995; Moss, 2001), no parece tener un efecto destacado en la Cantábrica; no obstante hay dos casos confirmados de electrocución de hembras en la zona de Riaño (noreste de León). Deberá considerarse esta amenaza en las futuras instalaciones de tendidos eléctricos sobre el hábitat del urogallo. Algo similar ocurre con los choques con mallas cinegéticas que no son muy utilizadas en la Cantábrica y son una de las mayores causas de mortalidad en Escocia (Moss & Piccozzi, 1994).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En las CC.AA. implicadas en la conservación del Urogallo se han realizado numerosos estudios que incluyen seguimientos

de las poblaciones y de la producción de juveniles, análisis experimental de la depredación sobre huevos simulados, estudios incipientes del uso del hábitat e incluso el seguimiento de algunos ejemplares radio-equipados. No obstante, no pueden considerarse a estos estudios medidas de conservación en modo alguno, luego no se han desarrollado medidas específicas encaminadas a preservar al urogallo y los hábitats que ocupa.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Medidas de protección del hábitat ocupado por el urogallo, considerando especialmente:

Gestión del hábitat.

- Prohibición de las prácticas selvícolas en bosques con urogallos y en la orla de matorral supraforestal.
- Limitación de la construcción y el uso de pistas forestales.
- Prohibición de las explotaciones mineras en zonas con urogallos.
- Control de las poblaciones de ciervos y jabalíes en el hábitat del urogallo.
- Acotar al pastoreo los bosques con presencia de urogallos, así como las zonas adyacentes a los mismos.
- Prohibición de las batidas de caza en el hábitat del urogallo. El control de jabalíes y ciervos se realizará al rececho por personal cualificado.

Protección.

- Incremento de la vigilancia de las áreas de exhibición durante la época de celo.
- Prohibición de la instalación de tendidos eléctricos sobre zonas con urogallos.
- Prohibición del uso de mallas cinegéticas en el hábitat del urogallo.

Seguimiento y sensibilización social.

- Disponer de información actualizada sobre la especie mediante el seguimiento anual de las poblaciones locales. Los itinerarios de detección de indicios deberán sustituir al procedimiento actual de censo durante el canto, evitando así molestias innecesarias.
- Se realizarán seguimientos anuales de la tasa de producción de juveniles mediante censos de transección en línea. Estos censos podrán realizarse mediante la ayuda de perros de muestra bien adiestrados a tal efecto y como mínimo se realizarán a partir del 10 de agosto, momento en el que los juveniles vuelan y escapan con soltura durante la realización del censo.
- Identificación de los núcleos fuente y sumidero dentro de las poblaciones cantábricas.
- Evaluación de la calidad del hábitat para albergar núcleos de población de urogallos.
- Campañas de sensibilización social.

Notas: ¹ Snow & Perrins (1998) no reconocen la subespecie *cantabricus*, descrita por Castroviejo (1967). Otros autores, sin embargo sí la consideran como una subespecie válida (Potapov & Flint, 1989; Del Hoyo *et al.*, 1994). Dado el grado de aislamiento de esta población, se evalúa su riesgo de extinción, independientemente de su validez taxonómica a nivel subespecífico.

Urogallo Pirenaico

Tetrao urogallus aquitanicus

En Peligro; EN C2a(ii)

Autores: Jordi Canut, Diego García y Xavier Parellada

El Urogallo Pirenaico cuenta con una pequeña población estimada en 1.378 individuos maduros (en 2001) en la vertiente sur pirenaica, que en su gran mayoría, se concentra en el Pirineo centro-oriental (99% de los efectivos). En los últimos 15 años se ha constatado una tendencia regresiva en torno al 27%, que no parece tener perspectivas de mejora en un futuro próximo de continuar algunas de las amenazas vigentes que afectan a su hábitat, provocando un bajo éxito reproductor. Aunque en la vertiente norte del Pirineo se cuenta todavía con una población de entre 3.000-5.000 individuos maduros, los posibles contactos entre núcleos de ambas vertientes, a pesar de ser factibles, deben ser poco numerosos debido a la escasez de lugares apropiados al respecto¹, por lo que no parece adecuado por el momento asumir un posible "efecto rescate". El pequeño tamaño poblacional, el declive existente y el grueso de la población concentrada (95%) en una sola subpoblación, justifica su inclusión en la categoría de En Peligro.

DISTRIBUCIÓN

De distribución euroasiática, el Urogallo aún posee importantes poblaciones en las extensas manchas forestales de carácter boreal entre la península escandinava y el este de Siberia, destacando una estima de 1,4 millones de ejemplares en Rusia (Storch, 2000). A pesar de ello, en los sectores afectados por una silvicultura comercial moderna (Fenoscandia y oeste de Rusia) la especie está en clara regresión (Storch, 2000). La situación del centro y sur de Europa es aún peor pues las poblaciones se encuentran fragmentadas y con tamaños poblacionales mínimos que no garantizan la supervivencia a corto y medio plazo. El área ocupada por la especie ha variado relativamente poco a lo largo de los últimos decenios (ONF, 1996).

España. La distribución actual ibérica queda relegada a las tres CC.AA. de ámbito pirenaico. En Navarra sólo se mantiene un último reducto en la sierra de Larra. En Aragón, en las cabeceras de los ríos Cinca, Cinqueta, Ésera y Noguera-Ribagorzana, y en los macizos meridionales de Cotiella-sierra Ferrera y Baciero-Turbón, aparte de dos núcleos occidentales, uno en el valle de Hecho y Ansó (con un solo macho en 2001) y otro en el valle del Aragón. En Cataluña la especie se distribuye a lo largo de todas las comarcas de ámbito axial (Valle de Aran, Alta Ribagorça, Pallars Sobirà, Alt Urgell, Cerdanya y Ripollés), así como en ciertos bosques de carácter montano y subalpino del Pre-Pirineo de las comarcas del Pallars Jussà, Solsonès y Berguedà. La superficie total ocupada por la especie se ha calculado a partir de la distribución en cuadrículas de 10 × 10 (5.700 km²) y 5 × 5 (1925 km²). Hay que destacar en este punto que la población occidental (Navarra y Jacetania) se encuentra aislada del resto por un gran vacío distributivo, en la vertiente meridional, hasta el río Cinca. La conexión sólo existe pues por la vertiente francesa.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población francesa muestra una disminución lenta de sus efectivos a pesar de una relativa estabilidad de su área distributiva con una estima poblacional cifrada entre 3.000 y 5.000 adultos (entre machos y hembras) (Delmas *et al.*, 1993; ONF, 1996; ONC, 2000). Aunque en algunas zonas existe estabilidad, en otras se observan

disminuciones rápidas. Por otra parte, todavía se permite la caza del urogallo en algunos sectores concretos (ver Distribución). Delmas *et al.*, 1993). Más recientemente en una recopilación sobre la tendencia de los efectivos de la especie en 14 cantaderos estudiados en Francia durante los últimos seis años, en seis de ellos existe una sensible disminución mientras que los restantes no poseen una tendencia significativa (nivel de estabilidad) (OGM, 1999). A pesar de todo se continúa cazando a la especie durante todos los otoños justificándose la citada actividad por la elaboración de planes cinegéticos muy regulados y por la tradición de muchos de los habitantes de la cordillera. Quizás fuera más prudente establecer una moratoria hasta ralentizar los fenómenos regresivos detectados en ciertos núcleos.

España. La población ibérica de Urogallo Pirenaico de hace tres décadas era más conocida en ambientes cinegéticos que científicos (Castroviejo, 1975). En efecto, hasta bien entrados los ochenta la especie estaba sujeta a una caza deportiva durante la época del celo, con unas consecuencias muy negativas en ciertos núcleos poblacionales. Durante la citada década, aprovechando la veda general de la especie hasta su protección en 1986, se iniciaron estudios encaminados a conocer la situación numérica en los Pirineos. Recientemente y a juzgar por las previsiones regresivas que se iban detectando en ciertos núcleos, se dispone de una información muy buena para poder corroborar una regresión generalizada durante los últimos 10-15 años. Existen núcleos importantes con tendencia estable pero también hay núcleos poblacionales en rápida disminución: en Iratí (extinguido recientemente).

En total la población actual (2001) de Urogallo Pirenaico estimada en España es de 689 machos adultos mientras que hace tan sólo 12-15 años la estima era de 942 machos (declive de aproximadamente 27% en tres generaciones, que para esta especie la generación es equivalente a unos cuatro años). Los censos estivales realizados hasta la fecha en Catalunya muestran en general un *sex-ratio* bastante igualado. Asumiendo pues un *sex-ratio* de 1:1 resulta una población total de 1.378 ejemplares maduros. Las estimas son más precisas en las CC.AA. con menos población. Así, en Navarra y gran parte de Aragón (salvo los macizos de Turbón y Cotiella) los resultados aportados corresponden a los últimos censos de 2001. En Catalunya, dada la amplia zona de distribución de la especie, los últimos seguimientos poblacionales se han centrado

en núcleos concretos. Si bien existen algunas comarcas sin censos completos durante el último año, las estimas realizadas se considerarán muy precisas.

El grueso de la población pirenaica se localiza fundamentalmente en el Pirineo centro-oriental, con un 99,5% de los efectivos. El núcleo occidental (Navarra y Jacetania) es muy reducido y se encuentra aislado del resto tal como ya se ha comentado. De ésta manera, la práctica totalidad de los urogallos pirenaicos españoles (1.500 individuos maduros) se localiza en una sola metapoblación, con unos niveles de conectividad con la vecina población francesa que están aún por investigar.

A pesar de haber algún importante núcleo poblacional con tendencia estable, no existe ningún núcleo donde se aprecie incremento. La relativa importancia de ciertos núcleos centrados en el Pirineo axial catalán (Pallars fundamentalmente) permite cotejar una cierta esperanza de cara a una posible recuperación de la especie. En efecto, estos núcleos actuarían y de hecho actúan como una metapoblación, es decir un sistema de subpoblaciones conectada entre sí (sin niveles de fragmentación) con una población cifrada en varios cientos de ejemplares maduros, los cuales tendrían un 90% de posibilidad de supervivencia a largo plazo (Storch, 1995). No obstante hay que tener en cuenta otro problema importante: el bajo éxito reproductor detectado éste último decenio (Canut *et al.*, 1996), el cual no permite la recuperación de la mayoría de las subpoblaciones. Por tanto, la tendencia previsible de la especie (si no se logra corregir el citado parámetro demográfico) parece condenada a una lenta pero imparable regresión. Si además no se evita mediante ciertas acciones de choque urgentes la mortalidad adulta (caza furtiva en España y Andorra y legal en Francia, colisiones con cables, alta depredación, etc.) el futuro de la especie en la cordillera pirenaica parece hipotecado al menos a medio plazo.

ECOLOGÍA

El Urogallo es una especie adaptada a los bosques maduros de carácter boreal con unos requerimientos ambientales concretos (estructura heterogénea y diversa que se traduce en un mosaico de bosques abiertos de coníferas con abundante vegetación arbustiva, en general dominada por el arándano *Vaccinium myrtillus* y otras ericáceas). En los Pirineos ibéricos las citadas formaciones se encuentran dominadas por el pino negro (*Pinus uncinata*) en la mayor parte del área distributiva de la especie. No obstante existen núcleos urogalleros en el hayedo-abetal de influencia atlántica del extremo occidental de la cordillera, así como en ciertos bosques de carácter montano del Pre-Pirineo catalán dominados por el pino albar (*Pinus sylvestris*). La alimentación invernal está basada en hojas de coníferas, mientras que el resto del año consume brotes, hojas, flores y frutos de una amplia gama de especies herbáceas y sobre todo arbustivas. Los pollos, durante las primeras semanas de vida, dependen de los invertebrados. Los citados requerimientos, junto a la necesidad de una cierta tranquilidad de las áreas ocupadas, entre otras causas (ver Amenazas), convierten a esta especie en un perfecto bioindicador de los ecosistemas forestales maduros pirenaicos (Storch, 1995, 2000).

AMENAZAS

De acuerdo con Storch (2000), las principales amenazas de la especie a lo largo de toda su área distributiva, son las siguientes: de-

gradación del hábitat, pequeño tamaño poblacional, polución, depredación, interferencias humanas, colisiones y caza. En los Pirineos no parece por el momento afectar el tema de la polución. El resto de amenazas se analizan a continuación.

Degradación del hábitat. Provocada por una silvicultura comercial que tiende a homogeneizar los estratos de la vegetación y además permite el incremento de la frecuentación humana mediante la apertura de nuevos accesos a los bosques en explotación. El caso de los pinares de pino negro (*Pinus uncinata*) en el Pirineo central y oriental (donde subsiste la población más importante de la vertiente sur) quizás sea el más relevante. Los aprovechamientos realizados, especialmente en la década de los ochenta y principios de los noventa, han provocado y continúan provocando todavía en algunas zonas una gran pérdida de potencialidad del hábitat y de efectivos de Urogallo en los cantaderos, así como fenómenos de fragmentación a pequeña escala.

Pequeño tamaño poblacional. De acuerdo con lo comentado en el apartado sobre Población y tendencias, se estima una población inferior a los 1.500 ejemplares maduros. El 99,5% de los mismos se encuentra concentrado en una subpoblación, dado el aislamiento comentado que existe con el núcleo occidental en la vertiente sur pirenaica.

Depredación. La depredación es uno de los mecanismos naturales que regulan las poblaciones de Urogallo. El hecho de que esté hoy día confirmado un incremento de los depredadores generalistas en los bosques boreales durante las últimas tres décadas, debido fundamentalmente a un cambio estructural del hábitat a diferentes escalas (Wegge *et al.*, 1990), permite suponer que la incidencia de la depredación sea uno de los factores que pueden estar influyendo en la regresión detectada. Pero no debemos dejar de lado que el citado incremento de depredadores es debido a una modificación rápida del uso o gestión del territorio forestal. Por tanto un control de los depredadores, sin tener en cuenta la gestión forestal, podría no tener efecto en cuanto a un intento de mejora de las poblaciones de Urogallo.

Interferencias humanas. Derivadas del aumento del turismo en el hábitat de la especie. Aquí se incluyen las estaciones de esquí alpino abiertas en zonas forestales. Además de la destrucción directa del hábitat, se produce también una pérdida del mismo para la especie como consecuencia de los cambios en el uso del suelo que comporta la explotación de la zona afectada. Paralelamente, los cables de los remontadores y líneas eléctricas que se instalan en la zona de la estación, dan lugar a la muerte de ejemplares como consecuencia de la colisión con los mismos (Novoa *et al.*, 1990).

Las estaciones de esquí nórdico suponen, si no se diseña bien el trazado de las pistas, un aumento de la frecuentación en los lugares de invernada, en una estación de máximo ahorro energético para la especie. Las consecuencias son un aumento de la mortalidad y pérdida de las zonas de invernada (áreas vitales para la especie que, al igual que los cantaderos, se mantienen de un año al otro). Ambos tipos de estaciones se perfilan como la mayor amenaza que en un futuro próximo puede afectar a la especie.

Finalmente, la apertura de nuevos accesos hacia el interior del hábitat de la especie, generalmente como consecuencia de los aprovechamientos forestales, facilitan la penetración del turismo hacia zonas tradicionalmente tranquilas, aumentando las molestias a la especie y el riesgo de depredación, así como el trabajo de los furtivos.

Colisiones y Caza. Las colisiones ya se han comentado en el punto anterior. La caza furtiva, aunque con poca incidencia, aun

sigue hoy en día provocando la muerte de ejemplares en el conjunto de los Pirineos. Es del todo necesario incrementar la vigilancia antifurtiva con planes bien diseñados.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Seguimiento de la población. En las tres CC.AA. que tienen Urogallo Pirenaico se han realizado censos para conocer la distribución, evolución, tendencias y reproducción. En algunas zonas, que podríamos denominar piloto o de control, de Catalunya estos censos se realizan de forma periódica cada uno o dos años.

Actuaciones silvícolas. En Catalunya, entre los años 1989 y 1995, se procedió a indemnizar una serie de aprovechamientos forestales que afectaban a áreas vitales para el Urogallo. Paralelamente, y para evitar llegar a la indemnización, se procedió primero a tratar de desviar el aprovechamiento hacia sectores que no fuesen vitales para la especie. Posteriormente, se revisaban los aprovechamientos antes de la elaboración del Plan Anual de Aprovechamientos, procurando que estos no afectasen a ninguna área vital para la especie. En Aragón se están revisando desde el año 1999 los aprovechamientos forestales que puedan afectar a la especie.

Finalmente se ha intervenido en la revisión de los Planes de Ordenación Forestal, estableciendo las áreas vitales para la especie a preservar, así como en diferentes informes sobre ocupaciones y actuaciones en bosques con presencia de urogallos. En Aragón se ha intervenido en la revisión de los Planes de Ordenación de Ansó-Fago, Hecho y Aragües.

Cría en cautividad. En 1971 el antiguo ICONA creó un centro de cría en cautividad a partir de ejemplares nacidos de puestas encontradas durante la realización de trabajos forestales. Su finalidad era la de hacer criar a las aves cautivas y obtener así pollos para realizar repoblaciones. Entre 1978 y 1982 se liberaron un total de 35 ejemplares en diferentes lugares fuera del ámbito de los Pirineos. A partir de 1983 se liberan ya dentro del ámbito del Pirineo, con la finalidad de reforzar las poblaciones existentes. Hasta 1994 se liberaron unos 120 ejemplares en bosques del Ripollès, la Cerdanya, el Pallars Sobirà, el Pallars Jussà y la Alta Ribagorça. En 1989 se plantea el hecho de poder conocer el resultado de las repoblaciones efectuadas, es decir, saber con exactitud la capacidad de adaptación y supervivencia de los urogallos criados en cautividad y posteriormente liberados cada año. Con esta finalidad, entre 1988 y 1991 se liberan un total de 36 ejemplares equipados con radio-emisores. La experiencia permitió redefinir primero el sistema de cría de los urogallos destinados a ser liberados para hacerlos más salvajes, dado que se observó que no tenían ningún miedo al hombre. Posteriormente permitió comprobar que los ejemplares se adaptaron perfectamente a la vida en libertad, se mezclaron enseguida con ejemplares salvajes, mostrando el mismo comportamiento que éstos, y su mortalidad se fue reduciendo, superando la vida útil de los emisores utilizados (14-15 meses) (García, 1994). Después de 30 años de funcionamiento del mismo centro, la acumulación de parásitos en el suelo provocó la mortalidad de la mayoría de los ejemplares, tal y como sucedió en otros centros de Alemania. La única alternativa era cambiar la ubicación del centro, pero las prioridades presupuestarias de la época, el argumento de que en Catalunya no era una especie amenazada de extinción y la escasa sensibilidad de quien tenía la capacidad de decisión, concluyó con su cierre definitivo en 1998.

Sensibilización. Tres tablones informativos se han colocado el año 2000 en sendas estaciones de esquí nórdico de la comarca de la Cerdanya en Catalunya. En éstos se incluye información sobre la especie, así como recomendaciones para evitar causar molestias a las aves. En Aragón se ha realizado una campaña a nivel regional sobre la especie (folletos, carteles, hoja web, prensa, radio, televisión, charlas en escuelas, juegos en centros comerciales, etc.).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Monitorización periódica de los núcleos piloto más importantes, estableciendo un protocolo de seguimiento poblacional.
- Ampliar los conocimientos sobre: a) conectividad y fragmentación de la población pirenaica en su totalidad; b) relaciones entre la dinámica poblacional y la estructura del hábitat a diferentes escalas, incluyendo el tamaño mínimo poblacional para garantizar la preservación a medio y largo plazo; c) efectos de la depredación sobre la productividad y la supervivencia adulta y preadulta.
- Contrastar la validez de las dos subespecies descritas desde el punto de vista biométrico en la Península (Castroviejo, 1975) con las actuales metodologías genéticas. Según sus resultados la gestión y sobre todo, el futuro de los urogallos españoles podría (o no) vislumbrarse con otros derroteros.
- Protección estricta del hábitat de las consideradas áreas vitales de la especie (cantaderos, zonas de invernada, muda y cría).
- Integración de la gestión forestal con los requerimientos mínimos estructurales y espaciales de la especie y la creación de reservas forestales específicas.
- Estudiarse caso por caso los futuros proyectos de complejos turísticos invernales (tan abundantes en la cordillera) para adecuarlos con la especie (señalización o enterramiento de líneas para evitar colisiones, desviar o dar alternativas a zonas vitales de la especie muy frecuentadas, etc.).
- Incremento de la vigilancia antifurtiva en toda el área distributiva, especialmente durante la época de celo.
- Empezar a constituir un *stock* de individuos no aptos en la naturaleza (heridos, puestas abandonadas y machos de comportamiento anómalo, los denominados *crazy cocks*) en un centro abastecido por las diferentes administraciones competentes (incluidas Francia y Andorra) en un intento de mantener el acervo genético pirenaico a medio y largo plazo (Costa & Canut, 2000).
- Medidas de sensibilización: con una especie como la tratada, cuyas amenazas principales son debidas a influencias directas humanas, un proyecto de educación ambiental se impone como obligatorio, de cara a todos y cada uno de los programas de conservación tan necesitados en la mayoría (por no decir todos) de los ámbitos territoriales donde aún está presente.
- Cualquier actuación de conservación sobre esta especie redundará sobre otras también de ámbito forestal y amenazadas (Mochuelo Boreal y ciertos pícidos, entre otras).

Notas: ¹ La conexión de la población de la vertiente sur con la norte tan sólo es factible en ciertos puntos concretos como en Larra (Navarra), en el Valle de Aran, la Cerdanya, el Ripollès (Catalunya) y Somport (Aragón).

Perdiz Roja *Alectoris rufa*

Datos Insuficientes; DD

Autores: José Antonio Blanco Aguiar, Emilio Virgós y Rafael Villafuerte

La Perdiz Roja está sufriendo una regresión de sus poblaciones no cuantificada en las últimas décadas, que probablemente justificaría la categoría de Casi Amenazado (declive entre el 20-30% en la última década). La pérdida de hábitat por cambio de uso tradicional del suelo (principalmente la intensificación agrícola y conversión de aprovechamiento cinegético -de menor a mayor-), la gestión cinegética incorrecta que frecuentemente es responsable de la introducción de híbridos, son las principales causas de su declive. Políticas agrarias compatibles con la diversidad, unidas a una ordenación y planificación de la actividad cinegética (existen buenos ejemplos de gestión cinegética favorable para la especie) podrían contribuir a la recuperación de la Perdiz Roja. Además de las medidas de gestión adecuadas para garantizar un estatus favorable, es necesario llevar a cabo un seguimiento exhaustivo que permita de forma rigurosa aclarar la evolución de la especie en los próximos años (y por ello su situación real de conservación). La falta de información hace que no pueda precisarse su categoría de amenaza.

DISTRIBUCIÓN

Es una especie mediterránea endémica del suroeste de Europa, donde se reconocen tres subespecies, dos de las cuales (*A. r. hispanica* y *A. r. intercedens*, del norte y noreste y este y sur respectivamente) están restringidas a España y Portugal (Snow & Perrins, 1998). Se estima que la población mundial puede situarse entre los 2,2-4,5 millones de parejas, con aproximadamente el 77% en la península Ibérica (2,5 millones) (Aebischer & Lucio, 1997; BirdLife International/EBCC, 2000).

En otras regiones se ha introducido como es el caso de Inglaterra (a finales del siglo XVIII), al igual que en algunas islas del atlántico (Azores, Canarias, Madeira) (Snow & Perrins, 1998). También han existido introducciones con poco éxito en USA, Nueva Zelanda y algunos países de Europa central (Cramp & Simmons, 1980; Del Hoyo *et al.*, 1994).

España. Aparece en toda la península Ibérica, aunque en las regiones más eurosiberianas de la cordillera cantábrica se encuentra ausente o rarificada. La presencia de esta especie en el archipiélago canario es muy probable que se deba a reintroducciones, a pesar de existir ejemplares capturados a finales del XIX (Calderón, 1983). Las poblaciones más densas se encuentran en el centro y en el sur de la Península. En la costa mediterránea la abundancia es más reducida. En la cordillera cantábrica al ser una especie de filiación mediterránea, tiene una distribución restringida por condicionantes ecológicos, por lo que requiere una atención especial. En la actualidad se encuentra distribuida de forma dispersa por la zona sur de Cantabria, Asturias, Euskadi y Galicia. En las áreas de montaña, su situación puede llegar a ser en muchos casos crítica. En estas regiones se carece de información sobre su distribución histórica y su densidad en el pasado.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Desde la década de los años sesenta, la Perdiz Roja ha sufrido un declive generalizado en el 95% de su área mundial de distribución, siendo el mismo más patente en la década de los ochenta (Aebischer & Potts, 1994; Aebischer & Lucio, 1997). En Francia, por ejemplo, la especie ha experimentado un “fuerte declive” desde

los años ochenta, lo que ha llevado a su catalogación como “*en Déclin*” (Cheylan, 1999).

A pesar del gran valor socio-económico que entraña esta especie, y su importancia en la cadena trófica de un buen número de especies amenazadas de nuestro territorio, no se han realizado estimaciones precisas y seguimiento de sus poblaciones que permitan determinar con suficiente precisión la evolución de sus efectivos poblaciones (las numerosas sueltas de perdices de granja no facilitan este seguimiento).

Las densidades reproductoras pueden variar desde cinco parejas por cada 100 hectáreas hasta 10-20 pp. por cada 100 hectáreas y las densidades en la época previa a la caza pueden variar entre 11-100 perdices por cada 100 hectáreas. Lucio (1997) hace un acercamiento a esta estima evaluando que las poblaciones deben estar entre 1.778.000-3.683.000 pp. dependiendo de la bonanza climática de las diferentes temporadas. A pesar de la generalizada insuficiencia de información sobre la tendencia poblacional, hay suficientes indicios de la existencia de una regresión de la poblaciones (Lucio & Purroy, 1992a; Nadal *et al.*, 1996; SEO/BirdLife, 2001; véase también información por regiones).

De cuatro millones de perdices cazadas en España en 1977 (Millas, 1979) con un esfuerzo de un millón de cazadores, lo que supuso 4 aves/licencia de caza, se ha pasado con un esfuerzo superior (un millón trescientos y mayor presión cinegética, ver Amenazas) a un rendimiento medio (n.º de aves/licencia) para el periodo 1992-1996 de 1,8 aves/licencia. Se estima que se producen en granja tres millones de perdices (Martínez & Viñuela, 2002). A pesar de que se ha incrementado de forma considerable las repoblaciones durante los últimos 20 años, si comparamos el rendimiento para cada provincia entre los periodos de 1973-1980 frente al 1981-1989 encontramos que existe una reducción significativa del rendimiento cinegético. En las 39 provincias donde se realiza la caza de Perdiz Roja, en más del 65% de estas provincias muestran una reducción del rendimiento de la caza. Este hecho cobra mayor importancia si tenemos en cuenta que entre estas provincias se encuentran algunas con los rendimientos cinegéticos más altos (Albacete, Cáceres, Ciudad Real, Córdoba, Huelva y Toledo).

Estas tendencias negativas encuentran reflejo en los resultados del programa de seguimiento de aves comunes de SEO/BirdLife (2001) (SACRE) que para el periodo 1996-2001, indican una

pendiente negativa significativa que representa un declive próximo al 20% en relación al índice de abundancia del primer año del programa. Estos datos deben sin embargo interpretarse con cautela, hasta que la muestra de años analizados por el programa sea lo suficientemente grande para arrojar resultados concluyentes que permitan diferenciar con claridad las fluctuaciones de la tendencia general.

Andalucía. Entre los años 1998-99 se produjo un descenso repartido de la Perdiz Roja en casi todas las provincias (26,63%) debido a una elevada mortalidad estival de los pollos de perdiz causado por la extrema sequía. El año 2000 ha sido más favorable en cuanto a clima se refiere, detectándose una recuperación de las poblaciones de perdiz hasta los niveles alcanzados en 1998 (CMA-Junta de Andalucía, 2001).

Aragón. Se está realizando un program de monitorización de la especie desde 1998, los datos obtenidos indican un ligero descenso de las abundancias, aunque existen variaciones entre comarcas (Gortázar *et al.*, 2000).

Baleares. En esta comunidad autónoma la perdiz ha sido introducida por el hombre (hace más de un milenio) (Seguí, 1998; Seguí *et al.*, 1998). No existe en la isla de Cabrera; en muchas zonas el hábitat es muy propicio (mosaico de hábitat favorable al no haberse realizado concentración parcelaria) con densidades elevadas (densidades previas a la temporada de caza en cotos donde no se realizan repoblaciones es de una perdiz/ha en años favorables) (B. Seguí *in litt.*). No existen datos de tendencias poblacionales, aunque se asume que se ha rarificado mucho en algunas comarcas, por ejemplo, la sierra de Tramuntana, debido al abandono agroforestal (B. Seguí, *in litt.*). La principal amenaza en Baleares son los cambios en los usos del suelo (urbanizaciones, plantaciones forestales, etc.) y los depredadores antrópicos (Seguí *et al.*, 2002). Los datos para el periodo 1998-2000, indican un ligero descenso de las abundancias aunque existen variaciones. Con series temporales tan cortas no podemos saber si esta tendencia es real o no. En Menorca se observa una tendencia al declive (J. Muntaner, *in litt.*).

Canarias. Se localiza principalmente en la isla de Gran Canaria donde es abundante, existen registros esporádicos en otras islas. En los últimos años se ha realizado numerosas repoblaciones, aunque los resultados no parecen ser muy positivos (Martín & Lorenzo, 2001).

Castilla-La Mancha. No existe información detallada sobre las tendencias poblacionales, aunque hay una reducción aparente de sus efectivos. Es muy abundante en el norte de Toledo, en el sureste de Ciudad Real y suroeste de Albacete. Al igual que en otras regiones las sueltas han sido muy importantes.

Castilla y León. Los estudios realizados en esta comunidad indican que ha habido una reducción de los efectivos poblacionales hasta los años noventa, llegando en algunos casos a niveles críticos. Los cambios del uso y el aumento de la presión cinegética y la sequías primaverales pueden ser algunos de los factores implicados en esta regresión. Estudios posteriores (1992-2001) no muestran tendencias tan claras de las poblaciones que parecen estar influenciadas por las condiciones ambientales, si bien, si hay que hacer notar descensos considerables en los rendimientos de captura en ese periodo, notablemente en las provincias más norteñas (Burgos y León) (datos de renta cinegética de la FEC).

Extremadura. En extremadura, la información disponible apunta hacia una reducción generalizada de las poblaciones de Perdiz Roja (Villares Gil, 1998).

Noroeste de la península Ibérica (Asturias, Cantabria y Galicia). La abundancia de perdiz en esta región es muy baja y se realizan numerosas sueltas de perdices de granja. No se tiene información sobre sus tendencias poblacionales, pero no parece que existan indicios de recuperación. En Cantabria, no se conoce su evolución, aunque se la caza mal gestionada es parcialmente responsable de la disminución de densidades en áreas de mayor potencial natural, sin dejar de señalar el efecto de cambio de uso del suelo (agropecuario) (A. J. Lucio Calero, *in litt.*).

Levante y Cataluña. Aunque aparentemente según los datos del Ministerio hay un incremento en el rendimiento cinegético para esta especie, en la mayoría de los casos puede estar enmascarado por las numerosas repoblaciones que se realizan. En Cataluña el nuevo atlas (J. Estrada/ICO, *in litt.*) estima una población de entre 8.000-10.000 pp., señalando un fuerte declive en los últimos 20 años.

Navarra. Reducción considerable de sus efectivos poblacionales en lo años ochenta. A partir de 1994 se ponen en marcha los Planes de Ordenación Cinegética, que a pesar de ser muy intervencionistas han logrado a partir de esta fecha un incremento constante de las densidades de Perdiz Roja. Recientes cambios en la política cinegética podrían estar provocando una relajación en los métodos de gestión implantados por las administración y que habían dado excelentes resultados en los últimos años.

País Vasco. Existe una reducción del área de distribución histórica de esta especie, apareciendo en la actualidad únicamente en Álava. Estas poblaciones mostraron una tendencia regresiva hasta 1990, momento a partir del cual se consigue detener el declive e iniciar un ligero proceso de recuperación a escala regional. Desde 1992, realizan estimaciones poblacionales.

En algunas provincias como en Euskadi, Navarra, Aragón, Castilla y León que han implantado sistemas de seguimiento y ordenación de las poblaciones se ha empezado a observar algunas mejoras en las poblaciones. Al igual que en otras regiones de España donde también muestran tendencias al alza como es el caso de Valencia, Madrid, Baleares o Cataluña que podrían ser debidas a mejoras en los sistemas de gestión (ver Medidas de Conservación), aunque sin descartar que estas estimas pueden estar completamente sesgadas como consecuencia de las repoblaciones.

ECOLOGÍA

Las poblaciones de Perdiz Roja pueden vivir desde el nivel del mar hasta los 2.500 m de altitud, aunque raramente superan los 1.500 m. Es una especie sedentaria, aunque en áreas de montaña puede realizar desplazamientos altitudinales.

Prefiere los climas secos y templados y su distribución está asociada con las áreas de cultivo, aunque debido a su plasticidad ecológica puede ocupar una gran variedad de tipos de hábitat. La selección de hábitat se dirige hacia zonas abiertas (pseudo-estepario o agrícola), en especial zonas de agricultura poco intensiva (Lucio & Purroy, 1992b) o con cobertura arbustiva media (Lucio, 1991). La diversidad paisajística a diferentes escalas juega un papel fundamental en la selección del hábitat de la Perdiz Roja. De la misma manera, la intervención humana es clave para explicar la distribución y abundancia de esta especie, ya que es la responsable de muchas de las modificaciones del hábitat de la perdiz. Por ejemplo, puede modelar las características estructurales y paisajísticas de los sistemas agrícolas, condiciona el tamaño de las parce-

las, crea o destruye los linderos o modifica la riqueza de especies herbáceas (ver Lucio & Purroy, 1992b).

Según la fenología reproductiva la selección de hábitat puede variar, de forma que el emparejamiento se da en mosaicos de cultivos, baldíos y matorral; la cría en matorrales y pastizales lindando con arroyos y cultivos de regadío, y fuera de la época de reproducción; selecciona lugares con mayor cobertura de matorral (Peiró, 1992), aunque este patrón puede depender variando de las características concretas del paisaje de cada región.

La alimentación de los adultos es principalmente vegetariana aunque también consumen en menor grado artrópodos (Jiménez *et al.*, 1991); los pollos (durante las tres primeras semanas) se alimentan principalmente de insectos (Rueda *et al.*, 1993), por lo que alteraciones en la comunidad insectívora (climatología desfavorable, utilización de herbicidas e insecticidas) pueden provocar reducciones en la productividad de esta especie.

La Perdiz Roja es un recurso de gran importancia en la cadena trófica de la fauna mediterránea sin embargo, no se conoce cual es el impacto que tiene la depredación sobre la especie, aunque se han realizado diferentes estudio que inciden en la identidad de sus depredadores: desde córvidos (que depredan sobre huevos y juveniles. y rapaces, pasando por reptiles, roedores y carnívoros (Calderón, 1977; Duarte & Vargas, 2001; Herranz, 2000).

AMENAZAS

A pesar que las causas de declive de una especie suelen ser difíciles de evaluar, en el caso de la perdiz roja han intervenido numerosos factores que han provocado esta situación.

Pérdida de hábitat. Con la llegada de la concentración parcelaria y la agricultura intensiva se ha provocado la pérdida de linderos, la homogenización del paisaje agrícola, así como el uso de fitosanitarios (abonos químicos, pesticidas, herbicidas, etc.). La intensificación agrícola en Francia, ha sido la causa principal del fuerte declive experimentado por la especie en ese país (Cheylan, 1999).

La despoblación del campo ha provocado un abandono de los cultivos tradicionales que anteriormente contaban con buenas poblaciones de perdices, con un consiguiente aumento de la matorralización. Este hecho unido a las repoblaciones forestales fomentadas por la Unión Europea ha reducido la idoneidad del hábitat para esta especie. En el Sistema Central este hecho a provocado que un porcentaje elevado de los cotos de caza menor se hayan convertido en cotos de caza mayor, pero donde más se ha incentivado esta tendencia ha sido en las áreas montanas, llevando a las poblaciones de Perdiz Roja en éstas, a una situación crítica e incluso a extinguirse localmente.

Actividad cinegética. La gestión cinegética realizada en muchos cotos durante varias décadas puede haber favorecido la presencia de esta especie, e indirectamente la de otras especies de interés en conservación. La búsqueda de esas estrategias de gestión compatibles con la conservación de la perdiz (y otras especies de caza menor) y especies amenazadas puede y debe ser uno de puentes entre conservacionistas y cazadores. No obstante, en las últimas dos décadas, se debe señalar que frecuentemente tiene lugar una gestión cinegética inadecuada que ha supuesto una de las principales razones del declive de la especie. Con el aumento de la calidad de vida y el incremento de tiempo de ocio disponible en la sociedad española durante los últimos 30 años se ha incre-

mentado el número de cazadores, así como de la presión ejercida sobre la especie.

Ante un aumento de la demanda se han modificado los criterios de gestión tradicionales con el objetivo de reducir costos y aumentar los beneficios de la actividad cinegética. Se han cambiado las tendencias en los hábitos de caza potenciándose los ojeos y las repoblaciones, en muchos casos masivas, y se ha abandonado la gestión del hábitat. Este aspecto ha sido especialmente importante en la mayoría de los llamados cotos intensivos, donde las perdices son soltadas masivamente en cada ojeo, sin ningún tipo de control o gestión del hábitat. Aunque las repoblaciones pueden estar justificadas en ciertos casos, llegando a ser incluso beneficiosas (punto éste en el que no hay suficiente consenso entre los distintos sectores entre sí, autoridades competentes, gestores, etc., y sector conservacionista), la realidad es que pocas repoblaciones se hacen con suficiente rigor científico-conservacionista por lo que contrariamente, han supuesto consecuencias contraproducentes para el mantenimiento de las poblaciones autóctonas de perdices.

Entre los perjuicios de las repoblaciones hay que destacar la introducción de híbridos de Perdiz Roja con Perdiz Griega (*A. graeca*) más fáciles de manejar en granja y más fértiles. Este hecho ha podido provocar alteraciones en la calidad genética de las poblaciones (Negro *et al.*, 2001). Asimismo, los procesos de selección en cautividad pueden afectar a la calidad genética y comportamental (Dowell, 1992), sin olvidar la transmisión de enfermedades debido al bajo o nulo control sanitario de las repoblaciones (Gortazar, 1998). Se puede señalar además que la baja capacidad de aclimatación de las perdices de granja al campo (ver Millán *et al.*, 2001) y el bajo éxito en la supervivencia de los individuos de repoblaciones (Gortazar *et al.*, 2000), tiende a incrementar la presión cinegética sobre las poblaciones silvestres, al existir una creencia de que las repoblaciones han aumentado considerablemente el número de aves a cazar (Ballesteros, 1997). Por último, la entrada de la enfermedad vírica del conejo ha podido provocar que, en numerosas regiones de España, la presión cinegética se redirigiera hacia la perdiz, incentivando más el declive de sus poblaciones.

Interacción con otras especies. Varios factores han fomentado el incremento de las poblaciones de depredadores generalistas (córvidos, zorros, roedores), que unido al abandono rural y a la transformación de numerosos cotos de caza menor a cotos de caza mayor, ha favorecido un aumento de las poblaciones de ungulados (jabalí y ciervo). La incidencia de estas interacciones sobre las poblaciones de perdiz es un factor que no se ha estudiado con profundidad, pero existen indicios de que juega un papel importante. En determinadas regiones (ej.: Baleares), se ha señalado depredación por especies de origen antrópico (perros, gatos, serpientes, iguanas) (B. Seguí, *in litt.*).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En algunas CC.AA. se están empezando a realizar comarcalizaciones cinegéticas y seguimientos anuales de las poblaciones de Perdiz Roja (Castilla y León, Navarra, País Vasco, Andalucía, Aragón, etc.), punto que debe ser considerado como clave en la gestión de esta especie. Diversas universidades y centro de investigación han realizado (o están realizando) estudios sobre la biología de la Perdiz Roja (universidades de Alicante, Córdoba, León, Lleida, Málaga, Zaragoza, EBD/CSIC, INIA, IREC (CSIC-UCLM-

JCCM), que pueden ayudar a discernir las diversas lagunas que existen en el conocimiento científico de esta especie.

Aún así es necesario realizar estudios a más largo plazo que permitan evaluar los factores determinantes de la viabilidad de las poblaciones de Perdiz Roja, así como valorar la eficacia y el impacto de las diferentes medidas de gestión que inciden sobre esta especie y otras que comparten el mismo hábitat. En la actualidad se está desarrollando el programa REGHAB dentro del V Convenio Marco de la Unión Europea que pretende compatibilizar la caza con la conservación de la biodiversidad. El programa incluye una revisión del estado de conocimiento de la Perdiz Roja, así como una evaluación de la problemática, todo ello con la participación de los diferentes sectores involucrados (Martínez & Viñuela, 2002).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

La combinación de la importancia socioeconómica de la Perdiz Roja, así como las tendencias poblacionales en descenso debido a una combinación de amenazas, hace necesario desarrollar un esfuerzo de seguimiento constante del estado de conservación de la especie, de forma que se pueda documentar de forma rigurosa la tendencia poblacional. Para una mejora sustancial del estado de conservación actual de la especie, es necesario profundizar de forma rigurosa en los siguientes puntos:

- Crear comarcas cinegéticas donde se realice una gestión coordinada de la caza sobre amplias superficies, así como planes de gestión de esta y otras especies cinegéticas.
- Mejora y control (p. ej. mediante auditorías) de los planes técnicos de caza.
- Manejos de hábitat que favorezcan a la especie, promoviendo la heterogeneidad espacial, favoreciendo los linderos y los sistemas tradicionales de cultivo con rotación de campos que

permitan tener al tiempo barbechos, cultivos y eriales. Muchas de estos manejos pueden canalizarse a través de ayudas agroambientales de la UE, haciéndose necesario una planificación coordinada de las estrategias para obtenerlas en consonancia con los intereses agrícolas, cinegéticos y conservacionistas.

- Disminuir el uso de productos fitosanitarios en la agricultura así como la potenciación de productos agrícolas menos agresivos para el medio.
- Potenciar áreas de protección que actúen como fuentes poblacionales así como núcleos para mantener la diversidad genética de la especie.
- Es necesario un mayor control de las repoblaciones por parte de la administración (p. ej.: control de la calidad genética y sanitaria de las granjas de Perdiz Roja).
- Desarrollar una normativa que regule adecuadamente un sistema de marcaje (anillamiento) que permita conocer detalles sobre fecha y origen de todas las perdices de granja soltadas en el campo. De esta forma se evitaría el fraude a los cazadores, por parte de cotos que venden perdiz de granja como perdiz de campo.
- Se debe evaluar el éxito de las repoblaciones, estableciendo un control de cupos de capturas que eviten la sobre explotación de las poblaciones silvestres.
- Creación de incentivos económicos o fiscales para potenciar la gestión del hábitat, y la caza con criterios de gestión sostenible favorable para la especie.
- Investigación a largo plazo sobre la eficacia del control y regulación de las poblaciones de depredadores generalistas, mediante métodos selectivos comprobados y verificados.
- Seguimiento de las poblaciones, abundancia y distribución, estado sanitario y genético de las poblaciones.
- Campañas de sensibilización y formación de personal técnico, cazadores y agricultores.

Perdiz Pardilla

Perdix perdix hispaniensis

Vulnerable; VU C1

Autores: Alejandro Onrubia, Antonio Lucio, Jordi Canut, Mario Sáenz de Buruaga, José Luis Robles y Francisco Purroy.

La Perdiz Pardilla se distribuye en España en tres núcleos montañosos de la cordillera Cantábrica, el Sistema Ibérico y Pirineos. En 1997, su pequeña población se estimó (de forma orientativa) en 2.000-6.000 parejas nidificantes, y la tendencia es de fuerte regresión en las últimas décadas, produciendo un aislamiento progresivo de los núcleos y extinciones en las áreas periféricas, aunque en las zonas centrales se mantienen todavía poblaciones nutridas y estables. Las amenazas que afectan principalmente a la especie están relacionadas con el declive de las prácticas agropecuarias tradicionales de montaña que provoca una reconversión forestal y disminución de la diversidad estructural del paisaje, así como un aumento de depredadores oportunistas; hay que añadir entre las amenazas el desarrollo de infraestructuras, deforestación, sobrepastoreo, incendios, roturaciones, erosión que en conjunto, están provocando una pérdida de la calidad del hábitat.

DISTRIBUCIÓN

Región euroasiática, desde el norte de la península Ibérica hasta Siberia central y noroeste de China, alcanzando por el norte hasta los países escandinavos y por el sur, Asia menor y el área medite-

rránea en Italia, Grecia y los Balcanes (Cramp, 1980). Además se han realizado una serie de repoblaciones en el siglo XX en distintas partes de Europa y en América del Norte que han propiciado su reciente establecimiento silvestre en este continente (Potts, 1986). Su distribución está condicionada por factores climáticos,

seleccionando en general zonas con temperaturas medias inferiores a los 21° en los meses más calurosos y precipitaciones medias anuales superiores a los 600-800 m (Birkan & Jacob, 1988).

España. Se reconoce la subespecie *P. p. hispaniensis*, endémica de los Pirineos, Sistema Ibérico y cordillera Cantábrica (para diferencias con la nominal, véase Lescourret *et al.*, 1987). Esta perdiz gris ibérica es también conocida como pardilla, *perdiu xerra*, *perdiu serreña*, *charra* o *charrela*, según zonas. Análisis genéticos recientes han confirmado la singularidad de las “pardas” ibéricas, cuyo aislamiento geográfico debió producirse durante el recalentamiento climático que siguió a la última glaciación hace unos 10.000 años aproximadamente (Blanc *et al.*, 1986; Birkan & Jacob, 1988; C. Novoa, com. pers.).

A principios de los años noventa del siglo pasado, la Perdiz Pardilla ocupaba en España un área de unos 13.392 km², distribuida sobre 386 cuadrículas de 10 × 10 km de 18 provincias de la cordillera Cantábrica/Macizo Gallego-leonés, Sistema Ibérico septentrional y Pirineos (Lucio *et al.*, 1992). De este trabajo resultaba que el sector más extenso era el cantábrico (12.453 km², 64% del área total), que incluía terrenos en siete provincias: León, Asturias, Cantabria, Orense, Zamora, Lugo y Palencia. Un 32% de la ocupación pertenecía al sector pirenaico (6.279 km²) en las provincias de Lérida, Gerona, Barcelona, Huesca y Navarra, que en conjunción con la población pirenaica francesa constituía el mayor núcleo existente de la subespecie *hispaniensis* (15.495 km²), mientras que el núcleo relicto de menor extensión y entidad numérica se encontraba en el Sistema Ibérico septentrional, ocupando 636 km² de las provincias de La Rioja, Burgos, Soria y Zaragoza. Finalmente, presencias dispersas aparecen en los montes vascos y norte de Burgos, muchos de ellos fruto de repoblaciones recientes (Lucio *et al.*, 1992; Onrubia *et al.*, 1999).

En la cordillera Cantábrica la Perdiz Pardilla se distribuye de manera más o menos continua desde la sierra de Híjar y Puerto del Pozazal (Cantabria) por el este, hasta la sierra de Caurel por el oeste, estando actualmente separada del núcleo gallego-leonés constituido por las poblaciones de las sierras de Sanabria-Segundera y Cabrera, y las de las sierras del Teleno-Montes Aquilianos. De manera vestigial aparece también en algunas sierras del norte de Burgos y sur de Cantabria (Tesla, Montes de Samo y Valnera), aunque en situación precaria, procedencia y estatus demográfico incierto (Román *et al.*, 1996; Robles *et al.*, 2002).

En el Sistema Ibérico septentrional se encuentra un pequeño núcleo poblacional en el macizo de Moncayo, separado del más importante localizado en el eje formado por las cumbres de Demanda, Picos de Urbión, sierra de Castejón y sierra Cebollera (Onrubia *et al.*, 2000; Marco & Gortázar, 2000; Robles *et al.*, 2002).

En la vertiente española de Pirineos la especie se extiende de manera más o menos continua desde la cabecera de los valles de Salazar y Roncal (Navarra) hasta el nacedero del río Muga en Girona, ocupando el eje axial y las sierras prepirenaicas (Lucio *et al.*, 1992; Lorente *et al.*, 1998).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Entre la mitad y la cuarta parte de las pardillas del mundo residen en Europa. Aproximadamente un tercio del plantel europeo vive en Rusia, mientras que Francia, Polonia y Reino Unido alojan otra mitad de los efectivos (Potts, 1986; Tucker & Heath, 1994). Se han registrado retrocesos rápidos en buena parte de los países eu-

ropeos en las últimas tres a cinco décadas, relacionados principalmente con los procesos de intensificación agrícola que han tenido lugar en ese lapso, lo cual ha motivado su catalogación como especie vulnerable con situación de conservación desfavorable en Europa (Potts, 1986; Birkan & Jacob, 1988; Tucker & Heath, 1994). La población pirenaica francesa es despreciable en relación al resto del país, donde en conjunto se encuentra en declive (*Déclin*) (Birkan, 1999). Aunque la población pirenaica se encuentra en contacto (ambas vertientes), sobre todo en la porción aragonesa y catalana, los escasos efectivos de la vertiente norte difícilmente podrían ejercer un efecto rescate sobre la población española (pirenaica) y menos aún las otras dos subpoblaciones de la cordillera Cantábrica y sistema Ibérico.

Aunque no existen estimas muy fiables sobre su tamaño poblacional en España, se barajan cifras orientativas de 2.000-6.000 pp. nidificantes (Purroy *et al.*, 1997). Las mejores densidades de reproductores en todo su areal distributivo se corresponden con los ejes montanos de mayor altitud, y no superan por lo general la cantidad de 1-3 pp./100 ha, aunque localmente pueden ser superiores (hasta 5-8 pp.) (Lucio *et al.*, 1992; Robles *et al.*, 2002). A este respecto, se han realizado estimas de abundancia en Galicia (0,6-4,3 perdices/km²), montaña palentina (3,5 pp./km²; Junco, 1999), Cantabria (0,9-1,7 bandos/km²; Rodríguez, 2000), Asturias (2,9 bandos/km²; Solano, 2000), Castilla y León (1,55 pp./km²; Robles *et al.*, 2002), La Rioja (0,4-3,1 pp./km²; Onrubia *et al.*, 2000), Pirineos Orientales (0,6-4,8 pp./km²; Novoa, 1998), Pirineo oscense (0,5 pp./km²; Jordán, 1990) y Navarra (0,04 pp./km²; Fernández & Azkona, 1996). Por otra parte, las densidades otoñales oscilan entre 6 y 25 individuos/km² en Pirineos (Birkan & Jacob, 1988; Novoa, 1998), 3,9-40 individuos/km² en la cordillera Cantábrica (Lucio *et al.*, 1992; Junco, 1999; Rodríguez, 2000; Solano *et al.*, 2000; Robles *et al.*, 2002) y 8,5-12,32 individuos/km² en el Sistema Ibérico (Onrubia *et al.*, 2000).

Respecto a su tendencia poblacional, las pardillas ibéricas han experimentado una fuerte regresión en las últimas décadas, con procesos de insularización y extinción en las áreas de menor densidad, correspondientes a zonas de distribución periférica de menor altitud (1.100 m), como parameras, sierras aisladas o piedemontes de los grandes macizos montañosos. No obstante las zonas centrales de Pirineos y cordillera Cantábrica mantienen todavía poblaciones nutridas y estables, aunque cada vez más fragmentadas (Lucio *et al.*, 1992).

Lucio y colaboradores (1992) señalan que aproximadamente un 80% del areal distributivo de la Perdiz Pardilla en España se corresponde con zonas de riesgo moderado-alto de extinción, con poblaciones en declive en más de la mitad del mismo: bordes de la cordillera Cantábrica, Pirineo occidental, sierras prepirenaicas, y Sistema Ibérico, habiéndose extinguido en un 7% de su areal, coincidiendo con cotas bajas (menores a los 900 m de altitud), en cotos de caza privados y zonas libres. Estudios recientes confirman esa regresión distributiva en La Rioja (reducción de un 42% del área de ocupación de la especie en los últimos 50 años: Onrubia *et al.*, 2000), Galicia (retracción de un 52% entre 1991 y 1997), Castilla y León (11% de pérdida de área entre 1991 y 2001: J. L. Robles), Cantabria (práctica desaparición entre los puertos del Pozazal y El Escudo: Junco, 1999), Asturias (Solano *et al.*, 2000) y Cataluña (62-65% de retracción areal entre 1990 y 2000), aunque esta tendencia regresiva podría haberse ralentizado en la última década (Onrubia *et al.*, 2000; Robles *et al.*, 2002).

Los únicos datos cuantitativos disponibles de tendencias poblacionales a largo plazo (Junco & Reque, 1998; Junco, 1999),

proceden del seguimiento de cacerías de la Reserva de Caza de Fuentes Carrionas (Palencia), que muestran reducciones de un 70% en las capturas de pardillas en el periodo 1985-1997. En Navarra, Fernández & Azkona (1997) censan sólo 15-22 pp. reproductoras distribuidas en cinco núcleos, y la última revisión efectuada para la especie en Cataluña, al elaborar el "Catàleg des vertebrats de Catalunya" (Universitat de Barcelona y Direcció General del Medi Natural, 1997-1998), considera a la especie como poco común, con un estado de conocimiento insuficiente.

ECOLOGÍA

Un rasgo que muestra la originalidad de las pardillas ibéricas es el hábitat que ocupan: mientras que en el resto de Europa la Perdiz Pardilla es una especie típica de campiñas y terrenos agrícolas (semejantes a los que ocupa aquí la perdiz roja), las pardillas hispánicas son aves relacionadas con landas montanas y subalpinas, situadas por encima de los 1.000-1.300 m de altitud, con óptimos a partir de los 1.500-1.800 m (Lucio *et al.*, 1992; Fernández & Azkona, 1997; Junco & Reque, 1998; Onrubia *et al.*, 2000; Robles *et al.*, 2002). No obstante, en verano y otoño tiende a subir en altura, buscando enclaves frescos y húmedos, pastos nuevos y laderas cubiertas de arándanos. En invierno busca laderas soleadas y de gran pendiente o resaltes rocosos que aseguren refugio contra la nieve, siendo habitual que realice trashumancias hacia zonas de menor altitud (Lucio *et al.*, 1992; Novoa, 1998).

Por lo general selecciona mosaicos de pastizales y pedreras con buena cobertura de matorral de piornos, brezos, brecinas, aulagas, carqueixas, tojos, gayubas, rododendros, bojés, arándanos, etc., en ocasiones con enebros o pinos dispersos (Novoa, 1998), aunque muestra una clara preferencia por formaciones de matorral de piornos (ej.: *Cytisus oromediterraneus*, *Genista obtusiramea*), con buena cobertura (30-80%) y cierto desarrollo del estrato herbáceo (30%) (Llamas & Lucio, 1988; Lucio *et al.*, 1992; Lucio *et al.*, 1996; Fernández & Azkona, 1997; Junco & Reque, 1998; Novoa, 1998; Rodríguez, 1999; Onrubia *et al.*, 2000; Robles *et al.*, 2002). Un aspecto interesante a destacar es que la calidad del hábitat de reproducción se relaciona positivamente con una cobertura del matorral superior al 40% y una altura media de éste de medio metro, es decir, con zonas de monte bajo tupido mezclado con calveros de pasto (Junco & Reque, 1998; Novoa, 1998), siendo importante la combinación de matorral abierto (cobertura 40-60%) y cerrado (60%), lo que permite asegurar un hábitat adecuado de nidificación (matorral cerrado) con buenas posibilidades de desarrollo de los pollos tras la eclosión (matorral abierto) (Novoa, 1998).

Su dieta se basa en el consumo de hojas, semillas y raíces de distintas herbáceas (gramíneas, leguminosas, compuestas), frutos secos, bayas de arándanos y gayuba, y aporte variable del componente animal (escarabajos, saltamontes y hormigas), con ciertas variaciones estacionales (Lescourret & Catusse, 1987; Novoa, 1998; Moreby *et al.*, 1999). En primavera domina el grano y el brote verde de las herbáceas y el brezo, en verano y otoño cobran importancia los insectos, hojas y bayas carnosas, y en invierno las raíces y la hierba. Los pollos en las dos primeras semanas de vida se alimentan mayoritariamente de insectos y en menor medida de semillas, estando su supervivencia condicionada por la disponibilidad de presas y las condiciones meteorológicas reinantes en esas primeras fases de vida (Potts, 1986).

Es una especie monógama en su reproducción, con periodo de celo en estas latitudes hacia el mes de marzo, aunque muy variable según la climatología reinante. Por lo general, a mediados de abril la mayoría de parejas están formadas y afinadas en las áreas de cría, moviéndose entonces por un área inferior a las 50 ha (Novoa, 1998). El nido se instala en el suelo, bien resguardado entre la vegetación, donde la hembra realiza una puesta de unos 14-16 huevos entre los meses de mayo y junio (Llamas & Lucio, 1988; Novoa, 1998). Tras un periodo de incubación de 23-25 días, protagonizado por la hembra, tiene lugar la eclosión de los huevos, la mayoría coincidente con los calores de finales de julio (Cramp, 1980; Llamas & Lucio, 1988; Novoa, 1998). A partir de este momento, el grupo familiar permanece unido durante toda la crianza, moviéndose en un área pequeña de una o dos hectáreas en torno al área natal, hasta mediados de octubre aproximadamente, si bien pueden añadirse también al grupo aves que han fracasado en la cría o individuos solitarios (Novoa, 1998). La productividad media es relativamente alta y se ha estimado en unos 3,2 jóvenes por adulto, oscilando entre 1,2 y 5 según años, dependiendo de la climatología y las tasas de predación que sufran (Llamas & Lucio, 1988; Novoa, 1998; Robles *et al.*, 2002).

Las primeras nevadas de otoño-invierno determinan los movimientos postreproductivos y los grandes desplazamientos invernales, en ocasiones hacia enclaves benignos de menor altitud, condicionando notablemente el área de campeo de los bandos (entre 275 y 1.100 ha de media en inviernos con poca o mucha nieve, respectivamente: Novoa, 1998). Superada esta fase, se ha señalado una cierta fidelidad de las hembras jóvenes por establecerse cerca del área natal en la temporada de cría y de los adultos por repetir el enclave de la temporada anterior (Novoa, 1998).

El estudio de las causas de mortalidad de esta subespecie ha sido llevado a cabo por el equipo de C. Novoa en Pirineos utilizando perdices radiomarcadas, y así se ha señalado la importancia de la predación por rapaces (típicamente en invierno) y mamíferos -básicamente zorro-, la caza en aquellos lugares donde todavía es cinegética, y las inclemencias meteorológicas (grandes nevadas, granizos y tormentas primaverales), como condicionantes de una baja tasa de supervivencia anual, estimada en un 16-31%, aspecto que se compensa con su "elevada" productividad (Novoa, 1998; Robles *et al.*, 2002). En estas áreas de montaña, la conjunción de una buena supervivencia invernal con un alto éxito reproductor explican los picos de abundancia de las pardillas (Novoa, 1998).

AMENAZAS

Como principales factores limitantes o amenazas para la especie se han considerado aquellos que afectan directamente a la mortalidad o al vigor de los individuos (caza, predación, colisiones contra cables, contaminación genética y sanitaria por sueltas de ejemplares de granja, circunstancias climáticas) y aquellos relacionados con la destrucción o alteración del hábitat perdicero (desarrollo del matorral, incendios, plantaciones forestales, disminución de la ganadería, desaparición de los cultivos de montaña, sobrepastoreo, minería a cielo abierto, desarrollo de infraestructuras, actividades recreativas) (ver por ejemplo Lucio *et al.*, 1992; Fernández & Azkona, 1997; Novoa, 1998; Junco, 1999; Canut, 2000; Onrubia *et al.*, 2000; Robles *et al.*, 2002; Tompkins *et al.*, 2002).

Dentro de los factores de amenaza, cabría destacar aquellos relacionados con el declive de los sistemas tradicionales de aprovechamiento agroganadero en estas áreas de montaña: el despo-

blamiento rural de estas zonas con el consiguiente abandono de los cultivos en terraza, la recolonización forestal (natural y por repoblaciones), el aumento de los predadores oportunistas (jabalí, zorro), el descenso de la cabaña ganadera extensiva y la consiguiente disminución de la diversidad estructural de los matorrales y los pastizales de puertos y collados, han supuesto una importante modificación de los paisajes montanos y de la extensión y calidad del hábitat perdicero (Lucio *et al.*, 1992, 1996; Novoa, 1998; Junco, 1999), si bien la disminución de superficies de cultivo y pasto y el aumento del matorral podría beneficiarle en cierta manera al favorecer los ambientes más adecuados para la especie (Robles *et al.*, 2002).

Teniendo en cuenta que la Perdiz Pardilla encuentra sus óptimos en comunidades seriales de matorral indicadoras de un buen estado de conservación del suelo, caracterizadas típicamente por formaciones de piornal con un estrato herbáceo importante, la degradación generalizada y continua de los suelos por causas diversas (deforestación, sobrepastoreo, incendios, roturaciones, erosión), podría constituir un importante factor de regresión poblacional al incidir sobre la extensión y calidad del hábitat disponible (Robles *et al.*, 2002).

Otros factores negativos añadidos son las repoblaciones forestales en áreas de alta montaña, así como la ocupación de valles y cordales por embalses, minas a cielo abierto o toda suerte de infraestructuras (autovías, pistas, estaciones de esquí, parques eólicos, etc.), que han supuesto una importante merma de la superficie de hábitat propicio y facilitado las interacciones con el hombre (Lucio *et al.*, 1992; Fernández & Azkona, 1997; Onrubia *et al.*, 2000).

La mortalidad por predación podría constituir un importante factor regulador de poblaciones, con especial incidencia en invierno (principalmente por aves rapaces) y la época estival (caso del zorro), aspecto que ha quedado bien establecido en los Pirineos orientales (Novoa, 1998), aunque pendiente de confirmación en otras áreas. Por su parte, la sobrecaza podría haber contribuido al declive de la especie, como evidencia su relativa recuperación o estabilidad en algunas zonas donde se han establecido vedas temporales o se ha disminuido la presión de caza y aumentado la vigilancia (Novoa, 1998; Robles *et al.*, 2002). Otros aspectos menos estudiados tienen que ver con la incidencia de ciertos programas de refuerzo poblacional, en ocasiones realizados con perdices de llanura de procedencia centroeuropea, que han derivado en problemas de introgresión genética (caso de Pirineos orientales o Sistema Ibérico) o transmisión de enfermedades y parásitos (Novoa, 1998; C. Novoa com. pers.).

Finalmente, algunos factores relacionados con el clima, podrían tener cierta relevancia para un ave de carácter norteño y alpino, sensible a los ambientes cálidos y secos del clima mediterráneo y a las condiciones invernales rigurosas (Novoa, 1998), aunque este aspecto no ha sido suficientemente contrastado. En este sentido, sería interesante aclarar la relación entre las condiciones meteorológicas invernales y estivales en la demografía de la especie, y en concreto en aspectos tales como la mortalidad y el éxito reproductor.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La especie está catalogada en Peligro de Extinción en La Rioja y Navarra y cuenta con un Plan de Recuperación aprobado en

La Rioja y texto en borrador en Navarra, que contemplan diversas actuaciones de conservación (manejo de pastos y matorrales, control del furtivismo, moratoria a las repoblaciones forestales), de investigación y control de la especie, y de educación y divulgación (Fernández & Azkona, 1997; Onrubia *et al.*, 2000). Además muchas áreas perdiceras de “alta” densidad están incluidas en espacios naturales protegidos (Picos de Europa, Fuentes Carrionas, sierra Cebollera) o reservas de caza, beneficiándose de una cierta protección y vigilancia. Por otra parte, su caza está vedada en la mayoría de territorios con la excepción de Cataluña y hasta muy recientemente Castilla y León. No obstante, apenas se han desarrollado medidas “activas” y controladas de conservación/manejo, salvo algunas actuaciones de manejo de matorral (caso de La Rioja), cultivo de parcelas en áreas de alta montaña (caso de Riaño) o repoblaciones o sueltas de individuos procedentes de granjas (Valsemana en León, Esterrí d’Aneu en Lleida). De manera indirecta y muy ocasional, la especie puede haberse beneficiado de algunas actuaciones de desbroce de matorral para mejora de pastos y lucha contra incendios y de roturaciones del matorral y ciertas plantaciones forestales.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Como medidas de conservación propuestas se contemplan las siguientes (ver Lucio *et al.*, 1992; Fernández & Azkona, 1997; Onrubia *et al.*, 2000; Robles *et al.*, 2002):

- Programa de manejo de matorrales y pastizales en las zonas de distribución actual o potencial de perdiz pardilla, con especial atención a los principales núcleos poblacionales.
- Moratoria de las repoblaciones forestales por encima de los 1.500-1.800 m de altitud, restringiendo las actuaciones por encima de esa cota a ciertos manejos del matorral tendentes a favorecer la conservación del suelo y la transición de matorral muy degradado a etapas seriales más avanzadas.
- Control de infraestructuras y otras actuaciones a través de una adecuada evaluación de impacto ambiental y planificación de proyectos que puedan suponer una importante fuente de molestias o de alteración del hábitat, con especial atención a parques eólicos, estaciones de esquí, embalses y minicentrales, actividades agroforestales, pistas y actividades recreativas.
- Establecimiento de programas de seguimiento poblacional en una muestra representativa de núcleos, mediante métodos “homologados” previamente estandarizados (censo con reclamos grabados o perros de muestra).
- Desarrollo de estudios específicos tendentes a mejorar el conocimiento bioecológico de la especie, con especial atención a las preferencias de hábitat, estadísticas vitales y efectos de las modificaciones y mejoras del hábitat. Mantenimiento de un plantel de ejemplares en cautividad, de pureza genética “hispaniensis” y sanitaria contrastada, como medida precautoria ante la necesidad de realizar reforzamientos o sueltas para recuperar poblaciones.
- Veda temporal de la caza de la especie en tanto que sus tendencias distributivas y poblacionales continúen siendo regresivas y no se asegure su viabilidad futura.
- Mantenimiento de una vigilancia adecuada en puntos “negros” de furtivismo.

Codorniz Común *Coturnix coturnix*

Datos Insuficientes; DD

Autores: Manel Puigcerver, José Domingo Rodríguez-Teijeiro y Secundino Gallego.

La Codorniz Común presenta unas características muy peculiares en su biología reproductora y comportamiento que la hacen de difícil estudio y seguimiento. Entre ellas, cabe destacar su enorme movilidad y oportunismo ecológico; así, a su conocido carácter migrador, deben añadirse movimientos nómádicos en búsqueda de hábitats favorables para la reproducción y movimientos de machos no apareados en búsqueda de hembras durante la época de cría. Por otra parte, existen en España muy pocas series largas de datos que permitan orientarnos acerca de las tendencias poblacionales; existe un sentimiento bastante generalizado de que las poblaciones están en regresión en la última década, pero los datos disponibles no muestran la claridad que sería deseable. Sería altamente recomendable sistematizar y generalizar en España estudios y seguimientos que permitan disponer, en un futuro próximo, de una base empírica sólida sobre la cual construir y diseñar medidas de conservación de la especie.

DISTRIBUCIÓN

Se considera que el área de distribución alcanza, en la época de cría, toda Europa excepto, generalmente, el norte de Inglaterra y de los países escandinavos e Islandia. Por el este, se expande hasta la China septentrional y por el sur llega hasta el norte de la India, Paquistán, Irán, Turquía y norte de África. Ocupa también las islas mediterráneas y atlánticas próximas a los continentes europeo y Africano. Según Guyomarc'h *et al.* (1998), las metapoblaciones del Paleártico están segregadas ampliamente en cuatro áreas de este a oeste, definidas por las principales rutas migratorias: la zona más oriental (ruta pakistano-afgana), una zona en Oriente medio (ruta egipcia-siria), una zona del Mediterráneo central (ruta Túnez-Italia) y, finalmente, una zona atlántica (ruta ibérico-marroquí).

España. Está ampliamente distribuida por todas las CC.AA., como se pone de relieve en Puigcerver *et al.* (1997). Asimismo, las estimas del número de codornices cazadas que aparecen en los anuarios de estadística agraria (MAPA) muestran que la Codorniz Común se caza en prácticamente todas las provincias españolas.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS ¹

De acuerdo con Tucker & Heath (1994), la Codorniz Común presenta un status de conservación desfavorable en Europa, siendo considerada una especie vulnerable y en fuerte descenso. Sin embargo, aunque en la inmensa mayoría de países europeos las poblaciones están declinando, en Francia y España las poblaciones permanecen estables; dado que España es el país con una población nidificante mínima más alta de Europa (320.000 pp., Gallego *et al.*, 1990; BirdLife International/EBCC, 2000), resulta de enorme importancia efectuar un diagnóstico certero acerca del estado de las poblaciones en nuestro país y de su evolución en el tiempo con la finalidad de tomar las medidas de gestión más adecuadas para su conservación.

En Francia, se ha documentado una marcada regresión hacia los años ochenta, seguida de nuevos descensos aparentes de hasta un 50% (600.000 ejemplares frente a 341.130) en un periodo de 15 años entre principios-mediados de los años ochenta y finales

de los noventa (información derivada de una encuesta nacional del número de codornices cazadas), a pesar que el año 1998 (dentro de este periodo) fue especialmente bajo en abundancia; sin embargo, existe en este país información que avala la existencia de numerosas y marcadas variaciones interanuales (Boutin *et al.*, 2000; J. Boutin com. pers.). El Libro Rojo francés (Verheyden, 1999) considera que los efectivos en este país fluctúan, no así su área de distribución que aparentemente se encuentra en declive moderado. Sin embargo, también hay indicios de recuperación de las poblaciones francesas desde el año 1992 (J. Boutin, com. pers.). Con respecto a las tendencias más recientes de los últimos años, existe una serie corta de datos (1994-2000), basada en el cálculo de índices de abundancia puntuales a partir del número de machos cantores (Boutin *et al.*, 2001, J. Boutin com. pers.). Estos datos muestran un progresivo incremento de codornices desde 1994 hasta 1998, año a partir del cual se aprecia una clara tendencia al descenso de las poblaciones; parece ser que en el 2001 hubo una tendencia a la recuperación (J. Boutin, com. pers.).

En Portugal se dispone de escasos datos recogidos en la zona centro del país, correspondientes a censos primaverales de machos cantores del periodo 1992-1997 y a la densidad de codornices cazadas durante el periodo 1993-1997. Como indican Fontoura y Gonçalves (1998), a partir de dichos datos las poblaciones de Codorniz Común parecen estar en equilibrio, sin observarse indicios de disminución ni de presión de caza excesiva.

España. La serie de datos más completa de la que se dispone es la recogida en los "Anuarios de Estadística Agrícola" que edita el MAPA desde el año 1973 hasta 1996, es decir, en 24. La lectura detallada y comparada de estos datos muestra algunos aspectos que incitan a pensar en la existencia de algunos errores de estima; en todo caso puede apreciarse que, para el conjunto de España, en los cuatro sexenios que comprende el periodo analizado (1973-1996) no ha habido disminución en los efectivos, e incluso se aprecia una tendencia al incremento que no es significativa. También son de destacar las marcadas fluctuaciones anuales que se dan en prácticamente todas las CC.AA. y provincias. Analizando los datos por CC.AA. que presentan un número suficiente de datos y que no muestren ningún dato sospechoso de ser erróneo, puede concluirse que:

Aragón, la Comunidad Valenciana y Extremadura. Muestran una tendencia al alza de los efectivos de Codorniz

Común. De esta primera comunidad autónoma sólo se poseen datos de abundancia correspondientes a la provincia de Teruel, donde se han encontrado las mejores densidades entre los 1.100 y 1.450 m de altitud. Por sectores las mayores densidades se sitúan en las sierras del norte de la provincia (hasta 6 machos/km²), depresión del Mijares y Gúdar (hasta 3 machos/km²) y en Albarra-cín (2 machos/km²), mientras que la densidad más baja se localiza en el bajo Aragón, en donde se encuentra federada a los regadios existentes (Sampietro Latorre *et al.*, 1998).

Madrid, Castilla-La Mancha y Canarias. Muestran una tendencia a la disminución. En esta primera comunidad autónoma, la población estimada en 1999 ha sido entre 4.100-6.200 individuos (Hernández Justribó & Banda Rueda, 1999), habiéndose tomado medidas especiales para disminuir el cupo por cazador (ver Medidas de Conservación). En Castilla-La Mancha no existen datos sobre el tamaño de sus poblaciones; aunque parece encontrarse en regresión, en ciertas zonas puede considerarse abundante. En Guadalajara se han encontrado en las comarcas de la Alcarria y Molina de Aragón densidades de 3,8 pp./10 ha y 3,2 pp./10 ha respectivamente. En esta provincia existiría un gradiente positivo de densidad con la altitud (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). En Canarias, el declive en el pasado parece haber sido enorme, atendiendo a las crónicas del s.XIX; en la actualidad sólo abunda localmente (más comunes en las islas centrales y occidentales) (Martín & Lorenzo, 2001).

Andalucía. En los tres primeros sexenios muestra una tendencia clara a la disminución, pero en el último sexenio parece que inicia una tendencia hacia la recuperación.

Baleares y Castilla y León. Muestran una notable estabilidad, pese a que J. Muntaner (com. pers.) opina que en Baleares hay una tendencia a la regresión en los últimos 20 años.

País Vasco y Murcia. Presentan una ligerísima tendencia al alza. En el País Vasco, en función de los resultados cinegéticos, las mejores densidades se encontrarían en las comarcas de la Llamada Alavesa y valles Alaveses (García Tejedor, 1998), y mientras que en 1985 se consideraba que la especie estaba en posible regresión (Álvarez. *et al.*, 1985), posteriormente se ha descrito que las capturas en Álava no marcan una tendencia clara durante los últimos 10 años, oscilando entre 30 y 50.000 ejemplares abatidos (García Tejedor, 1998).

Cataluña. Presenta una ligera tendencia a la disminución. Una serie de datos de índice de abundancia de machos cantores durante la época de cría del periodo 1983-1989, muestra una notable estabilidad, excepto en 1988 que fue un año de extraordinaria abundancia de codornices (Puigcerver *et al.*, 1989). Sin embargo, datos más recientes del número de codornices capturadas con fines de anillamiento obtenidos en una localidad catalana (Mas Esplugues, Querol, prov. de Tarragona) durante el periodo 1993-2001 (autores, datos inéditos), muestran que la Codorniz Común ha sufrido en dicha zona un descenso notable en los últimos dos años, que se ha visto truncada, por un incremento récord en la temporada del año 2002. En coherencia con estos datos, si se compara el número de cuadrículas del atlas de las aves nidificantes de Cataluña y Andorra en las que la Codorniz Común aparecía en el periodo 1975-1983 (Muntaner *et al.*, 1983) con las del periodo 1999-2000, correspondientes al nuevo Atlas de Aves Nidificantes de Cataluña (J. Estrada/ICO, *in litt.*), puede apreciarse que la especie muestra una clara regresión areal, ya que aparece en un 36,1% de cuadrículas menos. Esta regresión areal es general a las cuatro provincias catalanas, y la población estimada es de

2.500-15.000 machos (1996-2001), con una regresión que puede ser mayor del 10% en la última década.

Aragón. Presenta una tendencia al alza que muy probablemente se deba al creciente incremento de superficies agrícolas irrigadas, lo que configura un hábitat favorable para la cría de la Codorniz Común. Es realmente sorprendente, por poner un ejemplo paradigmático, el cambio sufrido en el paisaje de los Monegros en los últimos años.

Asturias. Sánchez Corominas (1998) considera que “en la franja costera se observa una disminución del número de efectivos en la zona oriental”, y que “...existe una tendencia negativa en la densidad de machos de codorniz desde 1996 a 1998 siendo la zona occidental donde se obtienen los valores más altos.” Esta situación es similar a la descrita en Cantabria, donde se considera que la especie está en regresión, y que sobretodo en la franja costera han perdido hábitats adecuados (prados sin segar, lindes, brezales, etc.) (Herrero, 2000).

Los datos de los anuarios de estadística agrícola presentan el inconveniente de llegar únicamente hasta el año 1996. Existen otras series largas de datos en España, más puntuales, pero que pueden aportar una interesante información, llegando en algunos casos hasta el año 2000 e incluso el año 2001.

La primera de dichas series hace referencia a datos correspondientes a un coto de la provincia de Teruel, recogiendo información de las tablas de caza de dos cazadores durante el periodo 1976-1989 (Puigcerver *et al.*, 1999). Se pone de manifiesto una tendencia a la disminución a lo largo de la década de los setenta e inicio de los ochenta; a partir de 1984, se aprecia una tendencia clara a la recuperación.

A partir de una encuesta de caza difundida a nivel nacional (publicada en una revista cinegética española), y calculando el número de codornices cazadas por cazador y día durante el periodo 1996-2001 (Puigcerver *et al.*, 2002), puede apreciarse que existe una ligera tendencia a la disminución, aunque no es estadísticamente significativa. Nuevamente, los años 2000 y 2001 mostraron un bajísimo número de efectivos, en coincidencia con los datos anteriormente comentados.

Todo ello hace pensar que estamos ante el inicio de una tendencia a la disminución de las poblaciones de Codorniz Común, que se iniciaría en el año 1998 (aunque los datos de anillamiento del año 2002 truncarían esta tendencia a la baja con un espectacular incremento). También podría darse la circunstancia de que, dada la existencia de fluctuaciones anuales, por azar hubieran coincidido dos años con escasez de codornices. Por esta razón, cobra nuevo interés el análisis de series de datos que incluyan estos últimos años, que pueden aportar nueva luz sobre el problema que nos ocupa.

En este sentido, existe una serie de codornices cazadas en las Torres de Alcanadre (de Huesca) desde 1992 hasta el 2001 y con un esfuerzo que puede considerarse constante (J. A. Ferreres, com. pers.). Se detecta cierta tendencia al alza, si bien queda patente que el año 2000 fue realmente de escasísima abundancia de codornices, aunque el 2001 mostró un buen número de codornices cazadas.

En Castilla y León, que es la Comunidad Autónoma en la que más codornices se cazan, existen también colecciones de datos que presentan interés. Una de ellas es la suministrada por la Federación de Caza de Castilla y León, a partir de las rentas de caza (número de ejemplares cazados/100 hectáreas) de unos cotos seleccionados (proyecto “Cazdata”), durante los años 1994 a 2000. No se observan tendencias dignas de mención, siendo el año

2000 de una abundancia que podría calificarse como de media. A análogas conclusiones se llega cuando se analizan las rentas del periodo 1991-1995, que no son directamente comparables a las del periodo 1994-2000. Por otra parte, a partir de las tablas de caza correspondientes a un coto de la provincia de Burgos que cubre el periodo 1990-2000 (Benedí, 2001), pueden apreciarse fluctuaciones de cierta consideración, pero sin una tendencia clara. Aunque en esta serie el año 2000 implica una disminución en el número de codornices cazadas con respecto al año anterior (1999), hay cinco años en esa serie que presentan valores notablemente inferiores, lo que parece contradecir la hipótesis de que estamos ante el inicio de una regresión de las poblaciones de Codorniz Común.

Por otra parte, los datos correspondientes a la estima de codornices cazadas durante el periodo de 1991 al 2001 en la provincia de Palencia, suministrados por la JCL muestran, aparte de que 1997 fue un año de extraordinaria abundancia, una notable estabilidad desde 1991 hasta 1998, mientras que el periodo 1999-2001 marca una tendencia a la disminución, al igual que apuntan los datos recogidos en Cataluña.

Según los datos del programa SACRE de seguimiento de aves comunes en España llevado a cabo por SEO/BirdLife durante el periodo 1996-2001, no muestra una tendencia clara, ya que la pendiente de la recta de regresión no es significativamente diferente de cero. Será necesaria una serie más larga de años para saber si las fluctuaciones halladas tienen una direccionalidad o no.

En definitiva, resulta difícil poder llegar a conclusiones sólidas. La tendencia a la disminución observada en Francia en la década de los setenta, está sustentada localmente por los datos de dos cazadores de la provincia de Teruel, pero no por los datos del anuario estadístico agrícola. Y la posible tendencia a la regresión en los últimos 2-3 años tampoco es lo suficientemente clara; puede ser que se dé localmente en determinadas regiones (como podría ser el caso de Cataluña), pero también podría tratarse de fluctuaciones poblacionales; en todo caso, habría que permanecer muy atentos en los próximos años y efectuar un seguimiento muy fino, a ser posible estandarizado, sistematizado y generalizado a toda España, con el fin de poder determinar en un futuro próximo el estado real de las poblaciones de Codorniz Común en España.

ECOLOGÍA

La Codorniz Común se encuentra básicamente en espacios abiertos amplios y con un estrato herbáceo alto (Glutz *et al.*, 1973), explotando principalmente cultivos cerealistas de invierno; también utiliza otros cultivos herbáceos que ofrezcan una cobertura suficiente como para pasar desapercibida ante los depredadores, especialmente los aéreos. A mediados y finales de verano también puede encontrarse en cultivos de girasoles, maíz, sorgo, e incluso en lugares tan poco habituales como patatales o melonares (Guyomarc'h *et al.*, 1998).

La Codorniz Común ensambla su ciclo biológico con el de los cereales, al amparo de los cuales transcurre la mayor parte de su ciclo reproductor. Ello implica que, para rangos latitudinales pequeños (uno o dos grados), la altitud de las localidades de cría constituye un factor de enorme trascendencia para la especie, que va explotando seriadamente en el tiempo el hábitat que ocupa, ensamblando su llegada y estancia en las zonas con el ciclo biológico de los cereales, más retrasados a medida que se asciende en altitud

(Puigcerver, *et al.*, 1989, Gallego *et al.*, 1993). Por esta razón, en las zonas altas la especie llega más tarde y se reproduce también más tardíamente que en las zonas bajas. Estos movimientos, conocidos como trashumantes (Heim de Balsac & Mayaud 1962, Davis *et al.*, 1966) corresponden en parte a los movimientos nomádicos aludidos en la introducción. Por otra parte, en zonas latitudinales norteñas extremas y de mediana altura, como la llanura de A Limia (620-640 m sobre el nivel del mar) (Ourense), un análisis detallado basado en los informes oficiales sobre aprovechamiento cinegético en el año 2001 muestra que al menos un 24-25% de la población de codorniz, a primeros de septiembre está compuesta por pollos que aún no vuelan y por las hembras que los acompañan; ello confirma las afirmaciones de Villarino *et al.*, (2002), según las cuales las últimas puestas de dicha zona tienen lugar en la segunda quincena de agosto.

La lluvia es un factor que ejerce una gran influencia sobre las poblaciones de codorniz. Existe una asociación directa entre la duración del periodo de estancia de la codorniz en la zona y las precipitaciones acumuladas caídas durante el periodo de cría (Puigcerver *et al.*, 1999), debido a que el ritmo de maduración de los cereales, muy sensibles al estrés hídrico, se acorta notablemente en años de sequía. Asimismo, en años lluviosos aumenta la productividad de la especie. En contrapartida, en años de sequía la cobertura que ofrecen los cereales es más pobre, lo que comporta un incremento en la depredación ejercida tanto sobre individuos adultos como sobre nidos. Por tanto, no debe extrañar que en una temporada con abundantes precipitaciones primaverales, se pueda llegar a multiplicar por 4 ó 5 el número de individuos con respecto a un año seco (Jubete, 1997).

En coherencia con estas aseveraciones, se ha podido constatar que existe una relación directa entre el número de codornices cazadas y las precipitaciones acumuladas durante los meses previos a la apertura de la media veda (Puigcerver *et al.*, 1999), siendo los años lluviosos los que presentan perchas más abundantes.

La Codorniz Común presenta unas fluctuaciones anuales poblacionales que pueden llegar a ser muy marcadas, sin que además se aprecien patrones claros de por qué ello ocurre. Así, 1988 fue un año de abundancia en Cataluña, mientras que en Francia lo fue en 1987 y en Inglaterra en 1989 (Guyomarc'h *et al.*, 1998). Los datos de Cataluña de 1988 muestran que se capturaron más jóvenes nacidos en el año de lo que cabría esperar si se siguiera la dinámica poblacional de otros años (Puigcerver *et al.*, 1989), lo que sugiere la posibilidad de que la abundancia de codornices en España fuera debida a un buen año de cría en el norte de África.

AMENAZAS

La pérdida de hábitats favorables para la cría. Por una reducción en su extensión debida al desarrollo urbano, así como a cambios en la agricultura que comportan la sustitución de cultivos cerealistas por otros que no constituyen un hábitat favorable para la especie (viñas, olivos, etc.) (1).

Una presión cinegética que, en ocasiones, puede ser excesiva. Especialmente, en años secos, que son desfavorables para la Codorniz Común deberían tomarse medidas tendentes a evitar el riesgo de sobreexplotación cinegética. (1) Asimismo, en las zonas de cría altas, al darse la reproducción más tardíamente, resulta muy frecuente encontrar hembras con pollos de escasos días cuando se inicia la apertura de la media veda. Este solapamiento que existe entre el periodo hábil del caza y la época de re-

producción (Sociedade Galega de Historia Natural, 2002: véase también Ecología) puede darse en mayor o menor grado contraviniendo la legislación a nivel comunitario (Directiva Aves) y estatal (Ley 4/89) en materia de protección de especies cinegéticas. Por ello, esta situación debería de tenerse en cuenta a la hora de fijar la fecha de apertura de la media veda (1). También debe tenerse presente que, en ciertas regiones de España, la caza furtiva con reclamo durante la época de cría está muy arraigada, si bien se desconoce el grado de impacto que puede ejercer esta práctica sobre las poblaciones (2).

La modernización de las tareas agrícolas. Aunque se desconoce el efecto real en la codorniz del uso de herbicidas, insecticidas y fungicidas, existen otros peligros derivados de la evolución que están sufriendo las tareas agrícolas. Martínez de Lecea *et al.* (1994) comentan una progresiva disminución de las poblaciones en la comarca de Miranda de Ebro (Burgos), achacable al uso masivo de pesticidas e insecticidas (1), a la mecanización del campo y las concentraciones parcelarias (Román *et al.*, 1996). Análogamente, la SGHN (1995) también indica un declive en Galicia a lo largo de los últimos decenios, que atribuye sobre todo a la pérdida de puestas y polladas por las labores de siega y, posiblemente, al empleo creciente de productos agroquímicos. Actualmente se están utilizando semillas de cereales con un ciclo biológico más corto, lo que implica un adelanto en el periodo de siega y, por tanto, una reducción en el tiempo que tiene la Codorniz Común para poder reproducirse y criar a los pollos. Asimismo, las modernas máquinas cosechadoras son cada vez más veloces y tienen un peine más ancho, por lo que se incrementa la mortalidad debida a esta causa, especialmente sobre nidos y sobre hembras con pollos (obs. pers., Sociedade Galega da Historia Natural, 2002). Por último, la celeridad con la que se empaca la paja una vez ha finalizado la siega y, en muchas ocasiones, se rotura la tierra, evitan que queden refugios (hileras de paja, rastrojos) para que la especie pueda esconderse de sus depredadores (1).

Las sueltas con codornices japonesas, híbridas o de dudoso origen genético. Este es, creemos, uno de los problemas que mayor atención debe recibir en el futuro inmediato, ya que la Codorniz Común puede cruzarse con la Codorniz Japonesa o con híbridos, habiéndose constatado que, en el campo, las hembras de Codorniz Japonesa atraen a machos de Codorniz Común (Puigcerver *et al.*, 1999). La descendencia de estos cruzamientos es fértil (Deregnaucourt 2000). Aunque se ha argumentado que estas sueltas se producen inmediatamente antes de que se abra la media veda (salvo en el caso de los cotos de caza intensivos) y que las posibilidades de supervivencia de estos individuos son prácticamente nulas, se han capturado ejemplares de Codorniz Japonesa y también híbridos en primavera, durante la época de reproducción (Rodríguez-Teijeiro *et al.*, 1993). Además, el problema está más extendido de lo que pueda pensarse, ya que la aplicación de técnicas de ADN mitocondrial ha puesto de manifiesto que individuos fenotípicamente idénticos a los de la Codorniz Común, presentan ADN mitocondrial de Codorniz Japonesa, lo que indica la existencia de híbridos virtualmente indistinguibles de la Codorniz Común (Puigcerver *et al.*, 1999).

Esta contaminación genética puede comportar un grave riesgo en un futuro próximo, ya que, de acuerdo con Guyomarc'h & Belhamra (1998), el declinar de las poblaciones migradoras en Europa puede ser la consecuencia de procesos microevolutivos que favorecen los fenotipos sedentarios, que permanecerían en el norte de África (Belhamra, 1997). Entre estos procesos estaría la reducción progresiva de efectivos de invernantes en el Sahel debi-

do a la sequía que padece la zona desde 1970, paralelamente al desarrollo de enormes extensiones de zonas irrigadas en el Magreb y que constituyen hábitats favorables tanto para la invernada como para la reproducción de la Codorniz Común (Saint-Jalme & Guyomarc'h, 1989). Dado que la ausencia de impulso migrador en las codornices japonesas domésticas es un fenómeno bien conocido desde los años ochenta, la hibridación podría acelerar este proceso de sedentarización en curso al debilitar la tendencia migradora de las poblaciones autóctonas (Deregnaucourt, 2000). La amenaza es ciertamente preocupante si se tiene en consideración que, de acuerdo con los experimentos llevados a cabo por Berthold (1999) en otras especies de aves (curruacas), con una selección apropiada, el proceso de sedentarización puede producirse en tan sólo 3-6 generaciones (1).

La falta de coordinación a nivel supranacional. Dada la extrema movilidad de la Codorniz Común, resulta imprescindible que se tomen medidas de gestión que trasciendan un determinado territorio. En el caso de España, es necesario que las medidas de gestión y conservación que se puedan proponer, se lleven a cabo en todas las CC.AA. Una vez conseguido esto, se debe luchar por conseguir que esa gestión sea supranacional a nivel europeo: de nada serviría, por poner un ejemplo, que Francia adopte medidas de protección si España (o una parte de ella) no lo hiciera. La falta de acuerdos entre comunidades y estados europeos es, pues, otra amenaza para la especie (1).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En la primera mitad del siglo XX, numerosos observadores constataron un descenso significativo en las poblaciones atlánticas, que fue atribuido a la elevadísima presión de caza en periodo prenupcial. Por esta razón, se tomaron medidas para prohibir este tipo de caza (International Committee for Bird Preservation Annual Report, 1937; Commission Permanente pour les Oiseaux Gibiers, Bruselas 1949). A partir de esta medida, se observó un ligero incremento poblacional en los años cuarenta.

El aparente descenso ulterior de las poblaciones de codorniz motivó su protección jurídica.

En la Comunidad de Madrid la especie no figura en el Catálogo Regional de Especies Amenazadas (Decreto 18/92). No obstante, el gran descenso en el número de capturas por parte de los cazadores ha llevado a la Consejería de Medio Ambiente a establecer cupos de captura durante la media veda pudiéndose cazar, en la actualidad, un máximo de 10 codornices por cazador y día. Durante la media veda en Madrid sólo se pueden cazar en cotos con superficie superior a 250 ha (Hernández Justribó & Banda Rueda 1999).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Entre otras, cabe señalar las recogidas en Puigcerver *et al.*, (1998) y que son:

— Restringir la caza de la codorniz en años secos, caracterizados por una baja productividad y una elevada depredación. Teniendo en cuenta que el pico de migración otoñal se da, en promedio, a mediados de agosto (Rodríguez-Teijeiro *et al.*, 1996), simplemente retrasando unos días la apertura de la media veda se conseguiría reducir notablemente la presión cinegética (2).

- En las zonas de mayor altitud, el periodo de estancia de la Codorniz Común es más largo (Gallego *et al.*, 1993), por lo que aumenta la probabilidad de ocurrencia de segundas puestas, y por consiguiente, su productividad. Las zonas de elevada altitud, por tanto, deberían ser tratadas con especial cuidado en términos de conservación. Asimismo, al ser frecuentes estas segundas puestas, más tardías, la apertura de la media veda debería retrasarse para evitar que se cacen hembras con pollos de escasos días. Este retraso en la apertura debería aplicarse, obviamente, a todas aquellas localidades en las que se solapan claramente el periodo de reproducción de la especie y la época de caza, como ocurre en el caso de la llanura de A Limia (Ourense) (SGHN, 2002) (1).
- Sería conveniente retrasar al máximo la siega de los cereales, así como la recogida de la paja y la roturación de los campos. El mantenimiento de los márgenes herbáceos y setos también es altamente recomendable. También sería deseable realizar estudios para ensayar rutinas de siega alternativas que logren minimizar la pérdida de nidos y polladas (1).
- Prohibir inmediatamente las sueltas con codornices de dudoso origen genético (Codorniz Japonesa o híbridos), para evitar que se produzca una contaminación genética sobre las poblaciones autóctonas, con todos los riesgos que ello entraña, y velar por su estricto cumplimiento (1).
- Dado que, durante la época de cría, la razón de sexos está muy descompensada en favor de los machos (Rodríguez-Teijeiro *et al.*, 1992), una suelta de hembras de Codorniz Común durante la época de cría aumentaría la productividad de la especie. Obviamente, debe garantizarse plenamente, mediante un estricto control, la pureza genética de las hembras a liberar (3).
- Promover acciones de coordinación supranacional para gestionar la especie (1).

Notas: ¹ *Problemas metodológicos:* resulta muy complejo tener estimas poblacionales fiables de la Codorniz Común. La información puede provenir de dos fuentes, y ambas presentan sus problemas: a) Del censo de machos cantores en una determinada área durante la época reproductora. La enorme movilidad de éstos durante

la época de cría, provocada parcialmente por una razón de sexos muy descompensada en favor de los machos (5 machos: 1 hembra), junto con un constante flujo de nuevos machos que llegan a las áreas de cría, provocan una tasa de renovación de casi el 95% de los mismos en un periodo máximo de 15 días (Rodríguez-Teijeiro *et al.*, 1992). Por poner un ejemplo, en una temporada de reproducción (del 9 de mayo al 14 de julio), en un área determinada se contabilizaron 56 machos diferentes, mientras que el número medio (\pm error estándar) de machos presentes en la zona por día de muestreo fue de $7,9 \pm 0,44$ (obs. pers.). Por lo tanto, el control del número de machos cantores en una zona puede ser un método adecuado para tener estimas de abundancia, pero no para hacer censos. Tampoco resulta fácil hacer una estima fiable del número de parejas en una determinada zona, ya que una hembra puede aparearse secuencialmente con varios machos en el mismo intento de cría, y al mismo tiempo una fracción de machos exhibe poliginia secuencial en el tiempo (Rodríguez-Teijeiro *et al.*, en prensa). b) De las tablas de caza. El número de ejemplares cazados nos da una idea de las codornices que hay en un área determinada o que han nacido en dicha área, pero también hay que sumarle el aporte de individuos que recalcan en dicha área en paso migratorio. Un problema de esta fuente de datos es que se desconoce, del número total de codornices cazadas, cuantas son debidas a sueltas de codornices domésticas efectuadas inmediatamente antes de la apertura de la media veda. El único estudio que se ha realizado para intentar conocer ese dato se llevó a cabo en el departamento francés de la Haute Garonne, y mostró, sobre la base de una superficie cazable de 64.000 hectáreas, que únicamente el 25% de las codornices cazadas pertenecía a la especie autóctona (Mur 1994). Por otra parte, y citando un posible sesgo de signo contrario, si se ha incrementado en las últimas décadas el número real de cazadores que ejercen una presión cinegética sobre la especie, es de esperar que, aunque la población se mantuviera, el número de piezas cobradas por cada cazador sería menor, lo que podría interpretarse erróneamente como que las poblaciones estarían disminuyendo. También hay que añadir un nuevo problema: que las tablas de caza sean falseadas deliberadamente para evitar sanciones por sobrepasar posibles cupos preestablecidos.

Torillo Andaluz *Turnix sylvatica*

En Peligro Crítico; CR D

Autores: Héctor Garrido y Manuel Máñez

El Torillo Andaluz es sin duda una de la especies más enigmáticas del viejo continente. Nada o casi nada se sabe de su tímida existencia en nuestro país. La forma mediterránea sigue aún existiendo en algunos puntos de Marruecos y presumiblemente en Andalucía, aunque su supervivencia no está asegurada por muchos años.

DISTRIBUCIÓN

Presenta una distribución mundial muy amplia que abarca África subsahariana, subcontinente indio, y sureste de Asia (Del Hoyo *et al.*, 1996), pero la subespecie nominal *T. s. sylvatica*, a la que perte-

necce la población española, tiene su distribución restringida actualmente en el mejor de los casos a unos pocos enclaves de Andalucía y Marruecos. En Túnez se considera probablemente extinguido desde 1972 al igual que en Argelia desde 1976 (Garrido, 1998). Teniendo en cuenta la difícil detectabilidad de la espe-

cie, no sería descartable realizar nuevas prospecciones en estos países, donde podría quizá quedar algún núcleo poblacional aislado.

Europa. En Portugal, donde hoy se da por extinguido, se había considerado anteriormente como abundante en la costa al sur de Aveiro. No se han realizado prospecciones intensivas, por lo que pudiera existir aún algunos núcleos aislados. En Sicilia, donde era abundante en el siglo XIX, se considera extinguido desde 1920 (Garrido, 1998). Actualmente, sólo existen indicios de la existencia de Torillo Andaluz en las provincias occidentales de Andalucía (Huelva y Cádiz).

España. En la provincia de Huelva los registros se concentran en el cuarto sur-oriental, en las zonas arenosas que se encuentran entre el río Tinto y Doñana. La mayor concentración de citas se localiza en los términos municipales de Almonte y Moguer. En la provincia de Cádiz los registros se concentran en una ancha franja paralela a la costa, que une Vejer de la Frontera con Jerez de la Frontera. En ocasiones se han observado o cazado torillos en otras zonas dispersas de la costa de Cádiz. Esporádicamente se producen citas aisladas en otras provincias, principalmente andaluzas, que no han sido corroboradas hasta el momento.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población actual de Torillo Andaluz no ha podido ser cifrada aún, debido a que los métodos de detección y seguimiento han sido puestos a punto muy recientemente. Los datos obtenidos hasta el momento apuntan que siguen existiendo algunos pequeños núcleos aunque aparentemente muy fragmentados.

ECOLOGÍA

Las características ecológicas de la subespecie nominal de Torillo Andaluz no son bien conocidas, ya que raramente ha podido ser observado vivo. Generalmente se le atribuyen rasgos propios de las otras subespecies. De esa forma se asume que se alimenta en similar cantidad de semillas e insectos. También se le presupone sedentario, aunque recientes estudios confirman pequeñas migraciones en la subespecie *T. s. lepurana*, del sur de África. Generalmente los torillos practican como estrategia sexual la poliandria secuencial y los papeles sexuales se encuentran invertidos, siendo la hembra la que regenta el territorio, mientras el macho es el que incuba y cuida a los polluelos (Garrido, 1998, 1999).

AMENAZAS

- La pérdida de hábitat ha sido muy acusada en el último medio siglo en las zonas arenosas de su área de distribución, que han sido transformadas para cultivos de regadío o en explotaciones forestales (1).
- La caza por confusión con codorniz causa cada año un número desconocido de bajas (4).
- En algunas zonas puede haber sido afectado por sobreabundancia de predadores oportunistas, como zorro y jabalí (4).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En el año 2002 la Orden General de Vedas por la que se fijan las vedas y periodos hábiles de caza en Andalucía (BOJA 89, 30 de julio 2002) prohíbe la caza de la codorniz en una buena parte del área teórica de distribución de Torillo dentro de la provincia de Huelva. La medida ha despertado inmediatamente un sentimiento de recelo en el colectivo de cazadores que hasta ahora habían estado colaborando en las prospecciones de Torillo Andaluz.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Reforzamiento de las prospecciones en Andalucía (1).
- Creación de un equipo especializado y con dedicación exclusiva a la especie que acabe el mapa de distribución detallado y avance en el conocimiento de la ecología y etología de la especie (1).
- Cursos de formación en métodos de detección y seguimiento de Torillo Andaluz dirigidos a la guardería forestal y a voluntarios (1).
- Campañas de concienciación del colectivo de cazadores de Codorniz en las provincias de Huelva y Cádiz (1).
- Adecuar las labores forestales que se están realizando en la actualidad en el área de distribución del Torillo. El objetivo debe ser reducir la masa forestal de pino piñonero o eucalipto y la creación y potenciación cualitativa de grandes superficies de monte bajo donde el bosque se encuentre representado a modo de mosaico (2).
- Redacción del Plan de Recuperación de la especie en Andalucía (1).
- Instar a la administración marroquí a que active medidas de protección sobre su reducidísima población de torillos (1).

Polluela Pintoja

Porzana porzana

Datos Insuficientes; DD

Autor: José Ignacio Dies

La Polluela Pintoja es un nidificante incierto en la actualidad, cuyos efectivos podrían haber experimentado un declive paralelo al observado en el resto de la población europea durante las últimas décadas. La especie está afectada por la desaparición y degradación de los hábitats que ocupa. Se carece de información sobre la situación de la población nidificante, calificando por ello como "Datos Insuficientes".

DISTRIBUCIÓN

Especie monotípica, distribuida por el continente euroasiático, desde el Atlántico al noroeste de China; durante la invernada, presente del Mediterráneo a Oriente medio y sudoeste del Caspio, así como desde el África occidental hacia el sur, desde Etiopía hasta Sudáfrica, oeste de Angola y Namibia, también en Pakistán, la India y Myanmar occidental (Del Hoyo *et al.*, 1996).

España. Nidificante de estatus incierto, muy localizado y extremadamente disperso, tanto en localidades de la costa como del interior. Más regular durante los pasos migratorios de los efectivos euroasiáticos, con una presencia invernal moderada. Parece suponer la *Porzana* más regularmente citada en España.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Sus poblaciones suelen oscilar junto con la disponibilidad del hábitat preferido. Existe un descenso evidente de las poblaciones europeas, paralelo a la desaparición de zonas húmedas, considerándose en la actualidad local, incluso poco común o raro, en muchas regiones (Del Hoyo *et al.*, 1996).

Tucker & Heath (1994) y BirdLife International/EBCC (2000) estiman la población europea en 52.000-170.000 pp., siendo la estima de esta población poco precisa. De estas mismas fuentes se deduce que alrededor de 2/3 partes de los efectivos europeos se localizan en Rusia y Bielorusia, con otras poblaciones importantes en Francia, Rumania y Ucrania. Probablemente reflejando una tendencia a largo plazo, un cuarto de la población europea declinó aparentemente entre 1970-1990, en ocasiones rápida y marcadamente, como en Ucrania. Estos declives también han sido observados en Francia (donde ha calificado "En danger" en el Libro Rojo francés; Recobert, 1999), Rumania y en otros países. En el resto de Europa, la población parece fluctuante y el único incremento se observa en Finlandia (2.000 pp.) (Tucker & Heath 1994).

La población española ha sido estimada en 750-2.400 pp., estando insuficientemente conocida (Purroy 1997), no existiendo información alguna sobre sus efectivos poblacionales o tendencias. En la península Ibérica la población de las marismas del Guadalquivir parece ser la más importante, donde supone la polluela más abundante como reproductora, aunque sus efectivos reproductores se desconocen (García *et al.*, 2000). Otras regiones donde existen referencias de cría serían Aragón (Pelayo & Sampietro, 1998), Castilla-La Mancha (con cría esporádica dudosa;

Velasco, 1999). En 1997 se obtuvieron dos contactos en el embalse de Azután y dos más en Castrejón y laguna del Masegar. En 1999 sólo se localizó la especie en La Dehesa de Monreal, estimándose su población entre cero y dos parejas (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002); Cataluña (aunque sin datos recientes de nidificación; Clavell, 2002), País Valenciano (considerado nidificante raro, entre 0-10 pp., muy localizado; Dies y Dies 1995), País Vasco (Riofrío & Grandío, 1994) Galicia y Menorca. En migración se ha detectado la presencia en España de aves procedentes Europa central (Díaz *et al.*, 1996).

Recientemente, ha sido reconsiderado como un reproductor incierto en España, como mucho contadas parejas muy localizadas y más común en migración, particularmente durante el paso primavera, con citas invernales raras (De Juana & Varela, 2000). En las islas Baleares está considerada invernante y migrante escaso (López-Jurado, 1995). Accidental en las islas Canarias.

ECOLOGÍA

Especie de hábitos reservados. Muestra preferencia por zonas húmedas de aguas dulces con vegetación emergente densa (*Carex*, *Cyperus*, *Juncus*, *Iris*, *Equisetum*). Preferentemente en áreas con substrato anegadizo y húmedo, donde la oscilación de niveles favorece aguas someras. En migración en otros hábitats atípicos. Es omnívora, alimentándose principalmente de pequeños invertebrados acuáticos y de partes vegetales. Nidifica cerca del agua, entre vegetación densa que suele cubrir el nido. Suele reproducirse al primer año y realizar doble puesta. Muda en agosto, durante 2-3 semanas, con pérdida simultánea de las rémiges. La población europea migra hacia el sur y Sudoeste a partir de julio, algunos se detienen a mudar. El paso prenupcial es más marcado que el otoñal en Europa, sugiriendo vuelos directos sobre la región en otoño. Las áreas de cría europeas son reocupadas en abril (Del Hoyo *et al.*, 1996).

Las citas de esta especie en España muestran un máximo de presencia prenupcial en marzo, extendido de febrero a mayo, con un segundo pico anual de presencia en agosto, referido a un paso postnupcial temprano, con mínimos durante el periodo invernal y de junio a julio. Aparece citada tanto en zonas húmedas interiores (lagunas, embalses, charcas y riberas fluviales), como litorales (desembocaduras, albuferas y marismas). También aparece ocupando ambientes palustres marginales y degradados, en zonas altamente transformadas para la agricultura (arrozales, canales de drenaje) u otros usos, siempre que se preserven parches de hábitat

óptimo. Puede obtener ventaja de unas buenas condiciones eventuales de hábitat y nidificar en localidades donde previamente no era posible. Ocupa rápidamente los marjales bonificados del litoral mediterráneo, en cuanto cesa la actividad agrícola a la que están dedicados.

AMENAZAS

Vulnerable a cambios en los niveles de agua, causados tanto por drenajes artificiales como por desecaciones relacionadas con el cambio climático (Del Hoyo *et al.*, 1996; Purroy 1997). Afectada por la pérdida del hábitat y las perturbaciones humanas (caza y molestias) (Blanco & González, 1992). Puede ocupar hábitats artificiales, particularmente durante la invernada (Del Hoyo *et al.*, 1996). Se han publicado atropellos en carreteras (García, 2001).

Puede verse afectada por productos fitosanitarios agrícolas, particularmente en los ambientes palustres periféricos de las zonas húmedas y en zonas húmedas parcialmente bonificadas. La actividad cinegética desarrollada a partir de agosto, particularmente en zonas donde se autoriza la media veda y existen hábitats óptimos para la especie, afecta a los ejemplares en migración postgenerativa.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Se necesita más información sobre su distribución y efectivos (Blanco & González, 1992). Se ha propuesto garantizar la pervivencia de los humedales que ocupa (Blanco & González, 1992;

Purroy, 1997). Responde bien a los trabajos de regeneración de hábitats palustres, ocupando rápidamente masas jóvenes de helófitos, particularmente durante la migración e invernada.

PROPUESTAS DE CONSERVACIÓN

Protección de las zonas húmedas donde la especie nidifica actualmente o ha nidificado recientemente, garantizaría su pervivencia y potenciaría el mantenimiento de sus hábitats. Promover actuaciones, públicas o privadas, encaminadas a la adquisición y regeneración de zonas palustres degradadas que supongan hábitats óptimos para la especie, revirtiendo situaciones desfavorables y potenciando hábitats para su reproducción, migración e invernada. Se propone acceder a la gestión de los niveles hídricos de estas zonas húmedas, para favorecer la inundación de extensiones actualmente afectadas por drenajes artificiales, evitar cambios bruscos del nivel del agua durante la estación reproductora y favorecer hábitats óptimos para la especie a lo largo del ciclo anual.

Potenciar la aplicación de la legislación medioambiental encaminada a la mejora de la calidad ambiental (contaminación, carreteras, urbanización) y la reducción de otros impactos directos (molestias, caza), prohibiendo o limitando la realización de estas y otras actividades (cultivo, pastoreo, quemas) en determinados espacios con presencia de esta especie.

Es necesario incrementar el conocimiento de la situación de esta y otras especies del género *Porzana*, cuya detección puede resultar compleja y requiere la realización de estaciones de escucha (Chacom, 1991), con la reproducción de reclamos propios de cada especie.

Polluela Bastarda

Porzana parva

Datos Insuficientes; DD

Autor: José Ignacio Dies

La Polluela Bastarda se encuentra actualmente cuestionada como reproductor en España¹, cuyos efectivos parecen haber experimentado un declive paralelo al observado en el resto de la población europea durante las últimas décadas. Se carece de información sobre la situación de esta especie que parece afectada por la desaparición y degradación de los hábitats que ocupa. El vacío de conocimiento generalizado en España, claramente justifica su inclusión en la categoría de "Datos Insuficientes".

DISTRIBUCIÓN

Especie monotípica. Se distribuye localmente desde Europa hacia el este, a través del Cáucaso, Tadjikistán, Kasakstan y Xinjiang, hasta el noroeste de China; durante la invernada, presente en el Mediterráneo, África occidental (Senegal, Niger, Nigeria) y oriental (Uganda, Kenia) y hacia el este a través de Arabia, oeste de Pakistán y noroeste de la India (Del Hoyo *et al.*, 1996). Un 75% de su rango mundial de presencia se localiza en Europa (Tucker & Heath, 1994).

España¹. Se trata de la polluela menos común en España, donde no existen datos seguros de su nidificación reciente y resul-

ta poco frecuente durante la migración, siendo todavía más escasa durante la invernada.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Su población mundial se estima en 25.000-1.000.000 pp. (Rose & Scott, 1997) y su situación actual es poco conocida (Del Hoyo *et al.*, 1996). La población europea ha sido estimada en 35.000-140.000 pp., distribuida principalmente por la Europa oriental y más esporádicamente por el resto (BirdLife International/EBCC, 2000). Aparentemente, los efectivos europeos declinaron en un

cuarto durante 1970-1990, de manera acusada en Ucrania y en buena medida en Rumania; las pequeñas poblaciones de otros países europeos también declinaron, en algunos casos rápidamente, o se mostraron fluctuantes; los únicos incrementos, durante el mismo periodo, se registraron en Rusia y Finlandia (Tucker & Heath 1994; BirdLife International/EBCC, 2000).

España. La población española ha sido estimada en 50-100 pp., indicándose una presencia estival sólo constatada en épocas recientes y argumentando una falta de información y una carencia de muestreos apropiados (Blanco & González, 1992, Purroy, 1997). Las referencias a su nidificación son generalmente vagas, sin adecuada documentación. En general, distintos autores la consideran como reproductor posible o probable en diferentes localidades de Cataluña, Comunidad Valenciana, Navarra, La Mancha (según la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de Castilla-La Mancha, datos inéditos, en la actualidad no se considera a esta especie reproductora en la región), Galicia o Andalucía (Díaz *et al.*, 1996; Velasco, 1999; García *et al.*, 2000; M. Yuste, com. pers.), pero su carácter reproductor ha sido cuestionado (De Juana & Varela, 2000). Considerada de presencia muy rara en Baleares (López-Jurado, 1995) y en paso irregular y escaso en Canarias (Martín & Lorenzo, 2000).

ECOLOGÍA

Escasa información debido a sus hábitos reservados. Ocupa zonas con vegetación emergente densa, preferentemente en humedales de aguas dulces y de zonas bajas, incluyendo riberas lacustres y fluviales, bosques anegados y arrozales; durante la estación reproductora, difiere de otras especies del género *Porzana* al preferir masas de helófitos (*Scirpus*, *Typha*, *Carex*, *Sparganium* y *Phragmites*), incluso en zonas profundas; en migración e invernada como otras especies del género, incluso ocupando pastizales inundados estacionalmente y otros hábitats atípicos (Del Hoyo *et al.*, 1996).

Se alimenta principalmente de insectos acuáticos y de partes de vegetación acuática. Nidifica en vegetación densa cerca o sobre el agua. Los nidos llegan a estar muy próximos en hábitats favorables. Puede reproducirse al primer año y realizar una doble puesta. La población Paleártica migra a final de agosto hacia el Mediterráneo, África y Oriente medio, con una presencia invernal ocasional en Europa central y Atlántica (Del Hoyo *et al.*, 1996).

Las citas de esta especie en España muestran un máximo de presencia prenupcial en marzo, extendido de febrero a mayo, con un segundo pico anual de presencia en agosto y septiembre, mucho más atenuado y referido al paso postnupcial, con mínimos de presencia durante el periodo invernal y de junio a julio. Aparece citada en zonas húmedas interiores (particularmente lagunas) y litorales (desembocaduras, marismas y albuferas). También aparece ocupando ambientes pa-

lustres marginales y degradados, en zonas altamente transformadas para la agricultura (arrozales, canales de drenaje) u otros usos (salinas), siempre que se preserven parches de hábitat óptimo. Puede obtener ventaja de unas buenas condiciones eventuales de hábitat y nidificar en localidades donde previamente no era posible.

AMENAZAS

Se ha considerado que puede verse menos afectada que otras especies del género por la transformación de las zonas húmedas e incluso puede resultar favorecida por ciertos cambios (Del Hoyo *et al.* 1996). En España no se conocen bien las amenazas que pesan sobre la especie, seguramente afectada por la desaparición de sus hábitats (Blanco & González, 1992), desconociendo los condicionantes que limitan su presencia (Purroy, 1997). Se puede asumir amenazas comunes con las de otras especies del género.

Puede verse afectada por productos fitosanitarios agrícolas, particularmente en los ambientes palustres periféricos de las zonas húmedas y en zonas húmedas parcialmente bonificadas. La actividad cinegética desarrollada a partir de agosto, particularmente en zonas donde se autoriza la media veda y existen hábitats óptimos para la especie, afectaría a los ejemplares en migración postgenerativa.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Se ha establecido la conservación de sus hábitats como una medida fundamental, considerando necesario profundizar en su estudio, proteger sus principales áreas de cría e invernada y gestionar zonas para favorecer el asentamiento de reproductores (Blanco & González, 1992; Purroy, 1997). Se cita en zonas húmedas con hábitats óptimos que han sido objeto de labores de regeneración ambiental en los últimos años.

PROPUESTAS DE CONSERVACIÓN

Se necesita más información sobre su situación local. La especie se favorecería, a priori, de las propuestas de conservación enunciadas para *P. porzana*.

Notas de los editores: ¹ Con anterioridad al envío del Libro Rojo a imprenta, se publica una revisión sobre el estatus de la especie en España, donde se concluye: “Un examen de las citas de *Polluela Bastarda* en España (Península, islas Baleares e islas Canarias) lleva a concluir que, en contra de suposiciones previas, no hay datos firmes que avalen su reproducción o su invernada regulares (...) pero la especie se comporta en general como migrante escasa...” (De Juana, 2003).

Polluela Chica *Porzana pusilla*

Datos Insuficientes; DD

Autor: José Ignacio Dies

Paralelamente a un importante declive observado en la población europea, la Polluela Chica ha experimentado un acusado descenso como nidificante en España en las últimas décadas y en la actualidad su población podría estar formada por unas cuantas decenas de parejas muy localizadas. Aparentemente, el declive se puede acabar a la alteración y desaparición de sus hábitats. La escasa información disponible no permite hacer una evaluación adecuada, justifica su inclusión en la categoría de "Datos Insuficientes".

DISTRIBUCIÓN

Según Del Hoyo *et al.* (1996) se trata de una especie politípica, con seis subespecies reconocidas: *intermedia* (en Europa, Asia menor y África, en Marruecos, Túnez, Etiopía, y desde el Zaire hasta Sudáfrica, incluyendo Madagascar; las aves europeas invernán en el Mediterráneo y en África), *pusilla* (al este del río Dnestr, a través de Asia central y norte de China, hasta el norte de Corea y Japón, y hacia el sur hasta Irán y norte de la India, alcanzando Sumatra y Sulawesi; invernán desde la India hasta el Sudeste asiático y Filipinas); las otras cuatro subespecies se distribuyen por Oceanía.

España. Se trata de la polluela más regular como nidificante en España, donde aparece muy localmente distribuida por ambas mesetas, la vertiente mediterránea y el suroeste. Más rara en la cornisa cantábrica, en Galicia y en las islas Canarias. Ha nidificado en las islas Baleares.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población de la subespecie *intermedia* está considerada rara y muy localizada en el Paleártico occidental, experimentando un declive desde el siglo XIX (Del Hoyo *et al.* 1996) y ha sido estimada en 10.000-25.000 pp. (Rose & Scott, 1997). Existe muy poca información sobre sus efectivos y tendencias en Europa, cuya población ha sido estimada en 3.700-8.600 pp., apuntando declives demográficos en países como Francia, Croacia, Moldavia y Rumania, entre 1970-1990, con posibles fluctuaciones en el resto (Tucker & Heath 1994; BirdLife International/EBCC, 2000).

Los principales efectivos europeos parecen localizarse en España, donde se estimaron 3.000-5.000 pp. en los años ochenta (Glutz von Blotzheim *et al.*, 1973). Con posterioridad, se ha cuestionado que esta población alcance las 3.000 pp., argumentando una escasez evidente como reproductor en las principales localidades de presencia y proponiendo un declive reciente de sus efectivos, paralelo al observado en otros países europeos, llegando a ser considerada escasa (Blanco & González, 1992; Purroy, 1997). Un reajuste más restrictivo reciente, indicaría un tamaño de población desconocido, pero probablemente formado por unas pocas decenas de parejas, muy variable según los niveles de inundación primaveral, extremadamente rara en Baleares y Canarias (De Juana & Varela, 2000).

En España, teniendo en cuenta que el mayor núcleo reproductor se encuentra en las marismas del Guadalquivir, es necesari-

rio documentar con mayor precisión las estimas reales de sus efectivos. no existen estimas adecuadas: en García *et al.* (2000) simplemente se indica como "reproductor relativamente abundante", sobre todo en la marisma del Parque Nacional en primavera de abundante pluviometría, estando presente en invierno y en los pasos migratorios.

Existen datos puntuales de reproducción en Málaga (Alba *et al.*, 2000); Comunidad Valenciana, donde se considera un nidificante raro (entre 0-10 pp.) y muy localizado (Dies & Dies, 1995b); Cataluña, considerado un nidificante muy raro e irregular (Clavell, 2002); La Rioja, con una población reproductora "muy escasa y localizada" en tres localidades (Gámez *et al.*, 1999); Castilla y León, donde no hay citas de reproducción aunque se sospecha su nidificación "muy escasa" (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999; Jubete, 1997); País Vasco, con datos muy puntuales de cría posible en 1995 (G. Belamendia, *in litt.*). En Castilla-La Mancha es muy escasa. En 1996 se detecta únicamente en la Dehesa de Monreal, estimándose una población de entre 0-9 pp. En 1998 se cita como reproductora en cuatro localidades, los embalses de Azután y Castrejón y en las lagunas del Taray y Villafranca (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

ECOLOGÍA

Especie de hábitos discretos. Ocupa humedales de agua dulce o salada, permanente o efímera, con vegetación densa. Nidifica típicamente en masas inundadas de Ciperáceas (*Carex*, *Cyperus*, *Eleocharis*, *Scirpus*) y otros helófitos, incluso en arrozales. Durante el resto del año, aparece en multitud de ambientes palustres. Se alimenta de insectos acuáticos, pero también consume partes de vegetación palustre. El nido se instala a cubierto entre la vegetación, cerca o sobre el agua, incluso a cierta altura. Se reproduce el primer año y puede realizar doble puesta. Puede alcanzar grandes densidades en hábitats óptimos, con instalación de nidos muy próximos. La población europea realiza una migración postnupcial a partir de agosto hacia el Mediterráneo, alcanzando, supuestamente, el África subsahariana (Del Hoyo *et al.*, 1996; A. I. Koshelev en Tucker & Heath, 1994).

Las citas de esta especie en España muestran un paso primaveral acusado, entre febrero y mayo, con un pico de presencia retrasado uno o dos meses con respecto a las otras *Porzana*. El paso postnupcial es poco notorio, destacando el registrado en agosto, con mínimos de presencia en junio-julio y durante la invernada.

La especie aparece citada tanto en zonas húmedas interiores (particularmente lagunas, balsas, cauces) como litorales (desembocaduras, albuferas), donde se preservan parches óptimos de vegetación palustre. Puede aprovechar unas buenas condiciones eventuales de hábitat para la nidificación.

AMENAZAS

Como muchos otros rálidos acuáticos, la especie se encuentra localmente amenazada por la destrucción y modificación de sus hábitats a lo largo de su rango geográfico de presencia, no obstante, puede ocupar humedales artificiales con condiciones efímeras, sometidas a irrigación, pastoreo o cultivo (Del Hoyo *et al.*, 1996). Entre las causas de la desaparición de sus hábitats se incluye: drenaje de zonas húmedas, siega y quema de vegetación palustre, particularmente grave cuando se realiza durante la estación reproductora, pastoreo y cambios en el nivel de inundación para la irrigación de explotaciones agrícolas; también se ha descrito una elevada mortalidad de ejemplares, causada por la colisión con tendidos eléctricos durante la migración nocturna; se desconocen sus amenazas en los cuarteles invernales del África meridional (A. I. Koshelev en Tucker & Heath 1994).

Otras amenazas registradas incluyen la caza, la contaminación del medio acuático por plaguicidas y vertidos urbanos e industriales, así como la captura accidental en nasas de pesca de cangrejo americano (*Procambarus*) introducido en los humedales españoles (Blanco & González, 1992). La caza con perro se ha mostrado perjudicial, cuando las zonas batidas incluyen hábitats palustres óptimos para la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se han identificado medidas específicas para su conservación, sin embargo, la conservación de los humedales y el mantenimiento de la vegetación natural, con niveles apropiados de inundación se considera esencial (A. I. Koshelev en Tucker & Heath, 1994). Se ha propuesto la mejora de la calidad ambiental de los humedales, en control de la caza ilegal y la adecuación de las nasas de pesca de cangrejo para impedir muertes accidentales (Blanco & González, 1992). La especie aparece citada en zonas húmedas con hábitats óptimos que han sido objeto de labores de regeneración ambiental en los últimos años.

PROPUESTAS DE CONSERVACIÓN

Como en el resto de especies del género (veasé también *P. porzana*), se vería favorecida por la conservación y recuperación de las masas de vegetación palustre de las zonas húmedas. Posibilitar la existencia de extensiones de herbazales helófitos, afectados por una inundación de aguas someras, se considera esencial para garantizar la nidificación de la población reproductora.

Estas masas de vegetación óptima deben estar exentas de cualquier aprovechamiento económico (siega, quema, pastoreo, cultivo, caza) y los niveles de inundación deben garantizarse, particularmente durante la estación reproductora, evitando oscilaciones importantes o la desecación total. El agua utilizada para la inundación debe estar libre de agentes contaminantes.

Focha Moruna *Fulica cristata*

En Peligro Crítico; CR C2a(ii)+2b

Autores: Juan Aguilar Amat y Concha Raya

La Focha Moruna se encuentra en Peligro Crítico por contar con una población muy reducida inferior a 250 individuos maduros. En la década de los años noventa, prácticamente dejó de reproducirse en las marismas de Doñana, encontrando unas pocas parejas refugio en varios humedales de Cádiz. En 2001, un año con condiciones hídricas muy favorable, se ha alcanzado un máximo de unas 80 parejas, que por un lado provienen de dos programas de cría en cautividad de Andalucía y Comunidad Valenciana. En 2002, un año con condiciones ambientales menos favorables, la situación vuelve a mostrarse delicada, mostrando que los cambios sufridos en la calidad del hábitat de Doñana a lo largo de las últimas décadas, se presenta como un factor limitante de difícil solución a corto plazo. A lo largo de la última década, se puede hablar de que la especie sufre fluctuaciones extremas (en número de efectivos) y en la calidad del hábitat. Se considera además que la población española forma parte de una única subpoblación con intercambio cada vez menos probable con la subpoblación magrebí, donde la situación de rápido deterioro de los humedales probablemente tendrá una influencia muy negativa para el futuro de la población del sur de la Península. Las combinaciones de amenazas, notablemente la pérdida de calidad del hábitat (por diversas causas) y la caza accidental por confusión con la Focha Común, no invita al optimismo.

DISTRIBUCIÓN

Principalmente en la Región Etiópica. Existe un pequeño núcleo poblacional en el Mediterráneo occidental, que constitu-

ye el único enclave de la especie en todo el Paleártico (Cramp & Simmons, 1980). En el siglo XIX ésta población se distribuía en España, Marruecos, Portugal, Argelia y Túnez, y durante el invierno podían ser observados individuos erráticos

en el sur de Francia, Cerdeña, Sicilia y Malta (Cramp & Simmons, 1980).

España. A finales del siglo XIX esta focha se distribuía en España por Andalucía, La Mancha, Aragón, Levante y Cataluña. Durante la primera mitad del siglo XX comenzó la regresión de la especie (Bernis 1964a), de forma que actualmente queda confinada a unos pocos humedales andaluces, donde su abundancia está condicionada por los niveles de agua. Los principales enclaves donde la especie se distribuye en Andalucía son las marismas del Guadalquivir y las lagunas de la provincia de Cádiz. Fuera de la época de reproducción también se observó esporádicamente durante los últimos años en Castilla-La Mancha, Aragón, Comunidad Valenciana, Cataluña y Asturias (Anónimo, 1999b). Las citas de focha moruna en Portugal están referidas siempre a ejemplares observados fuera del periodo de reproducción: un individuo en las marismas de Castro Marim (desembocadura del Guadiana) en septiembre de 1987 (Moore, 1989); dos ejemplares cazados en la laguna de Santo André (Bajo Alentejo) en septiembre de 1989 (Carty & Araujo, 1996); un individuo adulto en la laguna de Mira (Aveiro) en septiembre de 1995 y un ejemplar en la Quinta do Lago (Faro) en septiembre de 1997 (Comité Portugués de rarezas, 1997, 1999).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población del Mediterráneo occidental, confinada a España y Marruecos, está constituida por unos 5.000 individuos (Green, 1999), aunque las observaciones más recientes parecen mostrar que esa cifra es una estima que sobrevalora la realidad actual.

No existe ninguna estima del número de fochas morunas en España durante la primera mitad del siglo XX. Valverde (1960) indicó que la proporción Focha Moruna/Focha Común era 1/10 en las marismas del Guadalquivir, similar a la señalada por García *et al.*, (1987) para la laguna de la Janda (Cádiz) durante la década 1941-1950. García *et al.*, (1987) recopilaron todos los registros de la especie efectuados en Doñana entre 1977-1986, documentando la presencia simultánea de un máximo de seis ejemplares y estimando la proporción de ambas especies como 1/500, lo que da idea de la magnitud de la regresión numérica de la Focha Moruna durante la segunda mitad del siglo XX.

Estimas numéricas más precisas confirman la alarmante disminución poblacional de la especie. Mániz (1991a) estimó en 10-20 pp. la población nidificante en Doñana, y sugirió una proporción de Focha Moruna/Focha Común que variaría entre 1/700 y 1/500. Esta proporción concuerda con las estimas poblacionales a nivel nacional (Purroy, 1997). En unos censos efectuados en 30 lagunas andaluzas durante 1980-1989 la especie prácticamente no se observó durante la primera mitad de esa década, coincidiendo con bajos niveles de agua, en tanto que entre 1985-1989 se registró durante todos los años repartida en ocho lagunas, aunque siempre menos de diez ejemplares adultos, y se comprobó la reproducción en tres de esas lagunas (J. A. Amat; datos propios). Otros censos en esas mismas lagunas y otros humedales andaluces durante agosto 1990-septiembre 1991, documentaron máximos mensuales de entre 23-42 individuos adultos, además de confirmar la reproducción en cinco lagunas gaditanas (Raya, 1993). Sin embargo, durante julio 1992-agosto 1993 los máximos mensuales en los mismos humedales variaron entre 0-8, en relación con los bajos niveles de agua en este segundo ciclo anual (Raya, 1993). En 1998, tras dos años de precipitaciones intensas, se re-

gistró la nidificación en la laguna de la Ratosa (Málaga) (J. M. Ramírez, com. pers.), además de en los lugares tradicionalmente ocupados en años anteriores. Tras un invierno lluvioso, en la primavera de 2001 nidificaron 42-45 pp. en sitios de Doñana y su entorno (EBD y MMA 2000-2001) donde hacía muchos años que no criaba (F. Ibáñez, com. pers.). En ese mismo año también se constató la reproducción de la especie en varias lagunas de Cádiz, entre 28 y 32 pp. (CMA, 2001), en alguna de las cuales se observaron ejemplares procedentes de cautividad. Estas lagunas han sido el refugio de la especie durante la década de los años noventa (cuando prácticamente no hubo reproducción en las marismas). En 2002, la población en Andalucía está cifrada en más de 80 pp. repartidas entre las marismas del Guadalquivir (55-60 pp.) (EBD y MMA 2001-2002) y las lagunas de Cádiz (20 pp.) (CMA, 2001; N. Varo & C. Raya; obs. pers.), de las que sólo criaron la mitad. Se ha introducido en el Paraje Natural marismas del Odiel (Huelva) ¹.

Fuera de Andalucía, la Focha Moruna habría hecho un intento de reproducción en el embalse del Hondo (Alicante) en 1993 (J. C. Dolz, en Raya, 1993). En el Marjal del Moro (Valencia) nidificaron en 2001 cuatro parejas procedentes de un centro de cría en cautividad (Yuste, 2001). En otros humedales de la Comunidad Valenciana en los que también se liberaron ejemplares no se registró su reproducción (Yuste, 2001).

El espectacular aumento de la población ibérica de Focha Moruna en el periodo reproductor de 2001 puede deberse a un aumento en la disponibilidad de hábitat adecuados para la especie después de varias temporadas de alta pluviometría, a las recientes liberaciones al medio de ejemplares procedentes de cautividad, y/o a los bajos niveles de agua en varios humedales del Atlas medio de Marruecos, que podrían haber obligado a parte de la población a desplazarse a localidades con condiciones más óptimas.

Población de Marruecos. Un censo efectuado en abril de 2002 en varias de las localidades más importantes para las fochas morunas indicó la presencia de 1.365 individuos (N. Varo & J. A. Amat, inédito). Algunas de esas localidades en el Atlas medio estaban secas o con bajos niveles de agua. Esa cifra representa el 22% del máximo número de individuos registrado en esas mismas localidades en la década 1990-1999 (Green *et al.*, 2002).

ECOLOGÍA

La información sobre la ecología de la especie es escasa. Los pocos datos disponibles indican que las fochas morunas se presentan en humedales con una amplia cobertura de macrófitos sumergidos, los cuales forman parte de su dieta (Douthwaite, 1978; Fairall, 1981; Morgan, 1982; Fernández-Palacios & Raya, 1991). De hecho, parece haber una buena relación entre la abundancia de la especie en cada humedal y el porcentaje de la superficie del mismo cubierto por macrófitos sumergidos (Morgan, 1982). El principal método de alimentación de las fochas morunas consiste en picotear en superficie (Fernández-Palacios & Raya, 1991). Este comportamiento alimenticio sugiere que las fochas seleccionan las partes apicales de las plantas acuáticas. Estas partes son las más jóvenes y serían nutritivamente más rentables que las más viejas.

La eliminación de la vegetación natural en la cuenca de muchos humedales ha determinado que se produzca una intensa erosión durante los periodos de precipitación, acelerándose así los procesos de colmatación (Amat, 1991). Dada la naturaleza esta-

cional de esos humedales, la colmatación de los mismos acortaría los ciclos de las plantas acuáticas. Esto significaría una reducción de los periodos en que las fochas forunas tendrían disponible alimento nutritivamente rentable. El hecho de que en la actualidad la nidificación de las morunas en los humedales andaluces se registre casi exclusivamente tras años de precipitaciones excepcionalmente altas (Fernández-Palacios & Raya, 1991; Raya, 1993; J. M. Ramírez, com. pers.) está de acuerdo con esa idea, ya que en ese tipo de años las plantas acuáticas presentarían ciclos más largos. De hecho, Douthwaite (1978) indicó que incrementos en el área de agua permanente favorecerían a la Focha Moruna si al mismo tiempo esas zonas inundadas resultaban cubiertas por macrófitos sumergidos y flotantes.

Aunque se carece de información sobre los movimientos de la metapoblación paleártica, el tipo de fluctuaciones numéricas exhibido por la Focha Moruna en Andalucía sugiere que la población española seguramente está muy relacionada con la de Marruecos (cf. Raya, 1993), de la que puede depender su mantenimiento a medio plazo.

AMENAZAS

Las principales amenazas que sufre la especie están relacionadas con la reducción y/o degradación de sus principales hábitats y con las agresiones directas, al ser confundida en las cacerías con la Focha Común.

Pérdida de hábitat. Durante el siglo XX, gran parte de las áreas húmedas de vital importancia para la especie fueron completamente destruidas o degradadas. En Andalucía, el hábitat disponible para la Focha Moruna en la actualidad representa sólo el 18% del que existía en los años cincuenta (EBD, 1994). Como ya se ha comentado en el apartado anterior, los humedales de Marruecos también se están perdiendo hasta un 25%. La degradación más acentuada de las zonas húmedas en este país tuvo lugar entre 1978 y 1999 (Green *et al.*, 2002). Los humedales más afectados son los de baja salinidad con un 98% de pérdida de humedales estacionales mesohalinos, un 41% de pérdida de lagos de montaña y un 33% de pérdida de marismas estacionales de *Phragmites/Scirpus lacustris*. (Green, 2001). Además, en septiembre de 2001, se comprobó que dos de los humedales más importantes del Medio Atlas (uno de los cuales es Sitio Ramsar y ambos de enorme importancia para la Focha Moruna, se encontraban completamente secos (Green, 2001).

Degradación del hábitat. La degradación de los humedales está motivada por procesos de colmatación, cambios en su régimen hidrológico y sobreexplotación de acuíferos, que alteran el periodo de inundación. Los vertidos de origen agrícola, industrial y doméstico representan una grave amenaza para la calidad de sus aguas. Actividades tales como el sobrepastoreo, la introducción de especies exóticas y la quema de vegetación, alteran sustancialmente la calidad de los humedales. Estos mismos factores son los que sufren los humedales de Marruecos.

Caza. La Focha Moruna es muy vulnerable a la caza debido a la dificultad de diferenciarla de la Focha Común (especie cinegética). Probablemente todos los años sean abatidas fochas morunas durante las cacerías de comunes². De hecho existen antecedentes de este tipo de confusión: en una cacería realizada en el año 1987 en la zona de arrozales de Cantarita (marismas del Guadalquivir) se mataron seis morunas de entre 650 comunes (EBD, 1994); un ejemplar cazado en las salinas de Bonanza (Cádiz) en 1990 (Hidal-

go en Fernández-Palacios & Raya, 1991) y en estas mismas salinas, en concreto en las “salinas de los Portugueses”, ocho ejemplares abatidos en el 2001 (F. Ibañez, com. pers.) uno de cuyos cadáveres pudo ser recuperado por los agentes forestales y que en la actualidad permanece congelado en las oficinas del P. Natural de Doñana (CMA, datos inéditos.). En 2001, se tiene constancia además de dos fochas morunas cazadas en la Dehesa de Abajo y otras dos en el Caño Guadimar Encauzado (F. Ibañez, com. pers.).

Introducción de especies exóticas. La introducción de algunas especies en ciertos humedales (cangrejo rojo *Procambarus clarkii*, carpa *Cyprinus carpio*) está afectando probablemente a su calidad debido al impacto que ejerce sobre diferentes especies de la flora y fauna de dichos humedales. Tanto el cangrejo rojo como la carpa generan cambios en los sistemas tróficos de los humedales al causar la destrucción de la vegetación sumergida que soporta a toda una rica comunidad de organismos acuáticos (Alonso *et al.*, 1985). Como consecuencia puede estar incidiendo negativamente sobre la Focha Moruna y otras acuáticas amenazadas (p.e.: Ceceta Pardilla y Porrón Pardo, ver textos relevantes) al destruir los recursos alimenticios usados por la especie (Amat, 1997).

Sobrepastoreo. El elevado número de cabezas de ganado y su concentración durante el estío alrededor de las pocas zonas con agua, son causa de daños directos e indirectos sobre los humedales, siendo las marismas del Parque Nacional de Doñana las que sufren de forma más alarmante dicho impacto. Actúa de forma negativa sobre los elementos del sistema húmedo de la siguiente manera:

- Impacto sobre el suelo y relieve de los humedales por el pisoteo, que compacta el suelo y genera la desaparición del microrelieve, empobreciendo gravemente su diversidad.
- Impacto sobre la vegetación emergente y sumergida, por consumo directo e incremento de la turbidez del agua, provocando un descenso acusado de la productividad primaria.
- Impacto sobre la fauna por la pérdida de vegetación, la competencia trófica, molestias por parte de la actividad humana asociada.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Los principales lugares donde se presenta la especie a lo largo del año en España gozan de algún estatus de protección (Parque Nacional, Reserva Natural, Parque Natural, ZEPA, Sitio Ramsar, etc.). La especie cuenta con un Plan de Acción Internacional³ (Raya, 1999).

Comunidad Valenciana. No tiene redactado un Plan de Recuperación. Cuenta con un Plan de Acción para la especie (desde 1997) y desarrolla desde 1999 el “Proyecto de Reintroducción de la Focha cornuda en dos ZEPA de la Comunidad Valenciana”, cofinanciado por la Unión Europea, con fondos LIFE. El programa ha liberado un total de 149 ejemplares entre 1999 y 2001, con el resultado de cinco parejas nidificantes en 2001. Este proyecto se completa con el seguimiento de los ejemplares reintroducidos, el control de la variabilidad genética de los ejemplares en cautividad y de sus descendientes, el desarrollo de campañas de difusión y educación ambiental.

Comunidad Andaluza. La Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía ha redactado un Plan de Recuperación, todavía sin aprobación con rango legal, e iniciado un Plan de Acción para los próximos tres años (2002-04), cuyo objetivo es

asegurar la recuperación de la población andaluza de la especie en hábitats naturales para que pueda dejar de considerarse gravemente amenazada. Las líneas de acción que se llevarán a cabo para conseguir dicho objetivo son: el conocimiento de la biología y evolución de la especie, la adopción de medidas destinadas a mejorar la calidad y cantidad de los hábitats disponibles para la especie, disminuir las causas no naturales de mortandad y reforzar la precariedad de la población salvaje mediante la cría en cautividad). Dentro de dicho plan está prevista la iniciación de un proyecto sobre la ecología alimenticia de las Morunas en Andalucía, del que se espera obtener información relevante para su conservación.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Las medidas que siguen a continuación deben considerarse de forma complementaria con las acciones necesarias identificadas en el Plan de Acción Internacional (Raya, 1999):

- Dado que la población española depende en gran medida de la de Marruecos y ante la regresión que en ese país sufren muchos humedales importantes para las morunas (Green *et al.*, 2002), sería muy importante establecer un programa de conservación a nivel internacional, que incluya la conservación, seguimiento e investigación de la especie. Es prioritario e imprescindible para la Focha moruna proteger los sitios clave identificados.
- A nivel nacional, promover la preparación de un plan de acción para la conservación de la focha moruna, coordinado entre las administraciones central y autonómicas bajo los auspicios del Comité de Fauna y Flora del Ministerio de Medio Ambiente, que involucre a expertos locales y ONG.
- Recomendar la aprobación y aplicación de sendos planes de recuperación en Andalucía y la Comunidad Valenciana.
- Promover medidas de protección en la cuenca de los humedales para frenar los procesos de colmatación, así como la erradicación de especies introducidas (cangrejos, carpas) que puedan competir con las morunas por los recursos tróficos.

- Promover la aplicación de medidas de gestión del hábitat en los humedales de las marismas del Guadalquivir, con el fin de crear un hábitat de nidificación más adecuado.
- Promover la restauración del hábitat adecuado en los humedales de Cádiz, Sevilla y Málaga, junto con la restauración de humedales en la zona de influencia de la antigua laguna de La Janda.
- Prohibir la caza de la especie cinegética Focha Común en los humedales usados por ambas especies, debido a las dificultades en su diferenciación, en particular, es necesario asegurar que se prohíba la caza en el Parque Natural de Doñana (salinas de Bonanza y Caño del Guadiamar Encauzado) ⁴.
- Realizar investigaciones sobre la ecología y biología de la especie respecto a: requerimientos de hábitats, ecología reproductiva y trófica, y movimientos dentro y fuera de España.
- Promover un programa de cría en cautividad y un programa de reintroducciones coordinado entre Andalucía y la Comunidad Valenciana.

Notas: ¹ Una pareja ha sacado cuatro pollos en la “laguna de Calatilla” (J. M. Sayago, *in litt.*); ² De los editores: entre 2001 y 2003, SEO/BirdLife tiene constancia de la caza de unos 24 ejemplares de Focha Común, la mayor parte en dos localidades del Parque Natural de Doñana, en el Caño del Guadiamar Encauzado y las Salines de Bonanza (Sanlúcar); ³ Aprobado por el Comité Ornís, cuya función es asistir a la Comisión Europea en la implementación de la Directiva. Cuentan asimismo con el respaldo del Comité Permanente del Convenio de Berna (relativo a la conservación de la vida silvestre y del medio natural en Europa: Recomendación N.º 46 del 26 de enero de 1996), que ha su vez ha sido ratificado por España (BOE, 235: 1 de octubre de 1986); ⁴ Nota de los editores: a pesar de reiteradas solicitudes a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, para que de forma cautelar prohíba la caza de la Focha Común en las marismas del Guadalquivir, por parte de expertos en la especie y conservacionistas, se ha hecho caso omiso de las recomendaciones técnicas y la Orden General de Vedas de las temporadas 2002-03 y 2003-04 (publicadas en el Boletín Oficial de la Junta de Andalucía) no contempla ningún tipo de restricción especial.

Sisón Común *Tetrax tetrax*

Vulnerable; VU A2c+3c+4c

Autores: Eladio L. García de la Morena, Eduardo De Juana, Carmen Martínez, Manuel B. Morales y Francisco Suárez

Existen suficientes datos que documentan una marcada regresión poblacional del Sisón Común durante los últimos 20 años. En el resto de Europa experimenta un fortísimo declive, especialmente en Italia y en Francia, debido principalmente a la intensificación de la agricultura. Los cambios en las prácticas agrícolas producidos en España en los últimos tiempos sugieren factores de amenaza del mismo tipo, que podrían todavía acentuarse en el futuro a juzgar por las orientaciones de la Política Agraria Común. Por ello, el Sisón Común califica como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

El Sisón Común se distribuye en el Paleártico desde la península Ibérica y Marruecos hasta China occidental, estando en declive en

la mayor parte de su área de distribución (Del Hoyo *et al.*, 1996; De Juana & Martínez, 2001). Las principales poblaciones reproductoras se encuentran en la península Ibérica (España y Portugal), que concentra entre el 50% y el 70% de los efectivos mundia-

les, seguidas por las de Kazajstán y Rusia (Del Hoyo *et al.*, 1996). En Europa occidental hay otras pequeñas poblaciones en Francia e Italia, habiéndose reducido la francesa en más de un 80% entre 1979 y 1996 (Jiguet *et al.*, 1998; Jolivet, 1999), mientras que la italiana se concentra ya prácticamente toda en la isla de Cerdeña (Hagemeijer & Blair, 1997). Para Portugal se ha estimado población de 13.000-18.000 individuos (Hagemeijer & Blair, 1997). Recientemente se ha descubierto una pequeña población en Turquía central, donde la especie se consideraba extinguida (Eken & Magnin, 2000). El Sisón es migrador en el este y el norte de su areal, incluyendo Francia, parte de cuya población inverna en Iberia (Morales & García de la Morena, 2001; Morales *et al.*, 2002).

España. Las principales áreas de reproducción del Sisón Común en España corresponden a las comunidades de Castilla-La Mancha, Madrid y Extremadura, existiendo poblaciones más reducidas y fragmentadas en Castilla y León, valle del Ebro y Andalucía, así como otras prácticamente residuales en Murcia y Galicia (De Juana & Martínez, 1996). Falta en la cornisa Cantábrica, Levante y ambos archipiélagos. En invierno se concentra fundamentalmente en la meseta sur, Extremadura y el valle del Guadalquivir, aunque también aparece en pequeño número en los valles del Duero y del Ebro (García de la Morena *et al.*, 2001a).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

España. El tamaño de la población española no se conoce bien. De Juana & Martínez (1996 y 2001), a partir de información preliminar obtenida en 1993 y 1994, la situaron tentativamente en la horquilla de 100.000-200.000 machos reproductores. El cómputo preliminar de los sisonos invernantes en España sugiere que los individuos presentes en las principales áreas (Castilla-La Mancha, Extremadura y el valle del Guadalquivir) suman alrededor de 50.000 aves (datos propios). Los nuevos datos regionales disponibles, junto con el Atlas de las Aves de España (Martí & Del Moral, 2003), permiten complementar y revisar estas estimas generales. Se ha asumido una razón de sexos de 1:1 y se han transformado los datos que de los distintos autores que se presentaban en número de individuos (ind.) en machos reproductores mediante esta razón, para una mejor comprensión del texto. Esta razón de sexos es la considerada como la más habitual en poblaciones de sisonos estables (Wolff, 2001).

Galicia. La población reproductora se estimó en los años ochenta en 400-500 individuos, contados en agrupaciones postreproductoras y localizados fundamentalmente en el centro de la región (Bárcena *et al.*, 1987; Penas *et al.*, 1995; Fernández-Cordeiro & Domínguez, 1991), pero dado que los censos se realizaron en otoño se ha planteado la posibilidad de que las aves provinieran de otras regiones (De Juana & Martínez, 1996). Las estimas actuales consideran sólo tres núcleos: Comarca de Terra Chá (Lugo), donde sólo se reproduce en tres cuadrículas del Atlas y se estima su población en 21 machos territoriales y alguna pareja aislada (datos de 1999-2000) (Martí & Del Moral, 2003), A Limia (Orense), con una población marginal para el periodo 1997-2001 de entre 1-5 pp. (Villarino *et al.*, 2002) y el norte de Pontevedra, con 1-3 pp. (A. Alcalde Lorenzo & F. Docampo, com. pers.). En total, población posiblemente inferior a 36 machos reproductores.

Castilla y León. Aunque debió ocupar en tiempos la práctica totalidad de la meseta norte, parece haberse rarificado sensiblemente. Para el conjunto de la región se han calculado 1.000-1.500

pp. (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999), aunque estudios más recientes en 14 áreas esteparias de Tierra de Campos, Tierra de Campiñas, valles de Cerrato y Pisuerga permiten estimar un mínimo de 3.630-4.010 machos reproductores (Martínez, 1999a, b).

Para las distintas provincias se citan 400-600 machos en Salamanca (800-1.200 ind., Carnero & Peris, 1988), un mínimo de 250 en Palencia (Jubete, 1997; Martínez, 1999a), 175-200 en Burgos (350-400 ind., Martínez, 1999a) y al menos 1.000 en Valladolid (2000 ind., Martínez, 1999a, b), aunque otros autores rebajan esta cifra a 500 machos (1.000 ind., A. Balmori, com. pers., datos inéditos para el Atlas de las Aves de Valladolid). En Soria se han contabilizado 100-160 aves en los altos de Barahona (Hernández, 2000) y se estiman 200-300 machos en el conjunto de la provincia (J. L. Hernández, com. pers.). En conjunto, la población reproductora de estas provincias censadas se situaría en 1.525-2.350 machos.

La información para León, Zamora, Ávila y Segovia es escasa. En estas dos últimas provincias el número de cuadrículas con reproducción segura son contadas (6 y 3 cuadrículas, respectivamente), mientras que en León son más numerosas, comparables en orden de magnitud a las de Palencia (25 y 19, respectivamente). En un área zamorana de 200 km² al norte de Villalpando se han estimado entre 1.600 y 1.800 machos reproductores (Martínez, 1999a), mientras que en Villafáfila las estimas son de unos 200 machos reproductores (J. Domínguez, com. pers.). Es difícil, por tanto, dar una cifra para el conjunto de estas provincias, pero es muy poco probable que supere a la de las provincias censadas. Por ello, se puede considerar una población conjunta de Castilla y León de unos 3.000-4.000 machos, aunque sea de forma muy provisional.

Navarra. Se distribuye por la mitad sur de la región (Elósegui, 1985), habiendo experimentado en los últimos años un notable retroceso en sus límites oriental y meridional (Astrain & Etxeberria, 1997a). El censo de 1996 arrojó de 480 a 800 machos reproductores (Astrain & Etxeberria, 1997a). Sin embargo, estos mismos autores han detectado un descenso del 47% en la densidad de machos para el conjunto de 15 zonas control entre 1997 y 2002, por lo que el número actual de machos en Navarra puede ser muy inferior a la cantidad mencionada, probablemente del orden de la mitad (200-400 machos, C. Astrain, com. pers.).

La Rioja. Población nidificante prácticamente extinta, reducida a un único macho contactado en la primavera de 2000 (Gutiérrez Expósito, 2000a).

Aragón. El Sisón se distribuye ampliamente en el valle del Ebro, pero con poblaciones reducidas. El núcleo principal, Los Monegros, Belchite, bajo Aragón y Alcañiz, alcanza 240-732 machos (477-1.464 ind., Sampietro *et al.*, 1998). En otras áreas de la depresión del Ebro hay poblaciones no cuantificadas que podrían sumar bastantes aves, así como poblaciones menores en los páramos del sistema Ibérico (25-35 machos, 50-70 ind.) y núcleos aislados en la cuenca del Jalón, Litera, Bajo Cinca, Cinco Villas y norte de la provincia de Teruel (Sampietro *et al.*, 1998). Estas poblaciones no cuantificadas deben ser inferiores en su conjunto a las del núcleo principal, por lo que se puede suponer una cifra total, muy conservadora, de 500-1.500 machos.

Cataluña. La reproducción se limita a la Plana de Lleida, donde actualmente se estiman 700-1.300 machos reproductores (Bota, 2002).

Madrid. La especie se distribuye por gran parte de su territorio llano durante la estación reproductora (SEO, 1994). No hay datos poblacionales para el conjunto de la región, pero sólo en las

Estepas Cerealistas del Jarama y el Henares (ZEPA, 33.500 ha) se estiman unos 250 machos (500 ind., García de la Morena *et al.*, 2001a). En Las Alcarrias de Alcalá (IBA, 5.500 ha) la población es de 55-90 machos (110-180 ind., Morales *et al.*, datos propios). Dada la extensión del hábitat potencial en la región, la población total podría estar comprendida entre 500 y 750 machos, aunque hay que repetir que, como en otras regiones, son estimas orientativas.

Castilla-La Mancha. El Sisón se reproduce en casi toda la región, que alberga el grueso de la población ibérica de la especie (De Juana & Martínez, 1996). Martínez (2000) estima en el periodo reproductor 32.000-35.000 machos reproductores, concentrados principalmente en las provincias de Toledo (14.000) y Ciudad Real (8.500), y con menores efectivos en Cuenca (3.500), Albacete (3.000) y Guadalajara (2.150).

Extremadura. El Sisón es una especie común en todas las zonas llanas y poco arboladas, destacando por sus abundancias relativas los cultivos cerealistas de los Llanos de Cáceres y los pastizales de La Serena (De Juana & Martínez, 1996). Hellmich & Núñez Arjona (1996), consideran un total 1.425 machos para el total de la penillanura cacereña. En función de la extensión de hábitat potencial disponible y de índices de abundancia relativa obtenidos entre 1999 y 2001 en siete zonas cerealistas o de pastizales (datos propios) se puede aventurar una cifra regional superior a los 10.000 machos reproductores.

Andalucía. Las poblaciones de Sisón, mal cuantificadas, están bastante dispersas y son relativamente pequeñas (De Juana & Martínez, 1996). La distribución es más continua en las zonas cultivadas del valle del Guadalquivir, sobre las provincias de Sevilla, Córdoba y Jaén. En Córdoba habría desaparecido de las zonas agrícolas más intensificadas (De Juana & Martínez, 1996; Purroy, 1997). En el Andévalo suroccidental de Huelva, se estiman unos 100 machos reproductores (J. M. Sayago *in litt.*). Fuera del valle del Guadalquivir se encuentra muy disperso, aunque debe tener cierta importancia la población de Los Pedroches. En los cultivos cerealistas del entorno de Doñana (Huelva-Sevilla) se estiman 20-50 machos (García *et al.*, 2000). En Málaga, en el entorno de la laguna de Fuente de Piedra se han estimado recientemente 30-44 individuos (mínimo 12 machos reproductores) (García Páez, 2003). Hay otros pequeños núcleos no cuantificados en La Janda (Cádiz), El Aljarafe (Sevilla), las depresiones de Guadix y Baza, los llanos de El Temple (Granada) y áreas de Almería.

Murcia. La población murciana parece residual, con la posible excepción de los núcleos de Jumilla y Yecla, conectados a los de Albacete. Hay otros pequeños núcleos en los llanos de Calasparra, área de El Moral y valle del Guadalentín (De Juana & Martínez, 1996). Se desconocen los efectivos reales, aunque difícilmente superarán unas pocas decenas de individuos (Martínez *et al.*, 1996; Núñez & Ballesteros, 1998), por lo que se ha tomado la cifra de unos 20-50 machos.

Falta, como se ve, información para muchas zonas, en especial de Andalucía y Extremadura. Por otra parte, los diversos censos y estimas disponibles se han realizado con metodologías diferentes y a veces cuestionables, y en el cómputo global pesan mucho las estimaciones para Castilla-La Mancha y Extremadura. Por ello, cualquier cifra global debe tomarse con prudencia, pero, a la vista la información existente, parece posible situar la actual población española de la especie en el intervalo de 50.000-100.000 machos reproductores.

Estimas invernales. Durante el invierno, los datos regionales conocidos sobre sus números y movimientos son escasos y se

resumen a continuación. Galicia: población migrante, desapareciendo en invierno de la región; antaño se producían concentraciones postnupciales de varios cientos de individuos (Bárcena *et al.*, 1987). Castilla y León: las poblaciones más septentrionales son estivales y las más sureñas posiblemente sedentarias, aunque con movimientos dispersivos (p.ej. Salamanca, Carnero & Peris, 1988). La Rioja: durante la migración se observan concentraciones de hasta 25 ind. (Gámez *et al.*, 1999). Navarra: estival, observándose bandos postnupciales en paso. Aragón: una parte de la población abandona la región y el resto de efectivos, unas 200 aves, se localizan en puntos concretos del valle del Ebro (Guadalfajara & Insausti, 1990; Guadalfajara, 1991). Cataluña: comportamiento similar a Aragón, habiéndose estimado en los años ochenta una población invernante de 250 aves (Canut *et al.*, 1987) que podría haberse reducido últimamente (G. Bota, com. pers.). Extremadura y Castilla-La Mancha: aunque no existen estimas poblacionales precisas, concentran el grueso de los contingentes invernantes ibéricos, con bandos registrados en sucesivos años de varios miles de individuos; reciben sisonos procedentes de otras regiones peninsulares y de Francia (García de la Morena *et al.*, 2001b; Morales & García de la Morena, 2001) y muestran movimientos intrarregionales. Madrid: estimas recientes de la población invernante indican 800-1.000 ind. (Del Moral *et al.*, 2002). Andalucía: no existen estimas, aunque se producen concentraciones invernales en el valle del Guadalquivir, generalmente en bandos pequeños; en Doñana, bandos superiores al centenar de aves (García *et al.*, 2000); en Málaga, la población invernante se ha cifrado en unos 380 ind. (I. García, com. pers.). Murcia: su número aumenta durante el invierno, oscilando en Jumilla-Yecla entre 22 y 89 ind., aunque se han observado concentraciones de hasta 141 sisonos (Martínez *et al.*, 1996).

En conjunto, el escenario conocido es de abandono parcial o total de las áreas de cría más norteñas y concentración invernal más al sur, principalmente en Castilla-La Mancha y Extremadura, y en mucho menor número en el valle del Ebro y Andalucía.

Tendencias. La evolución reciente para el conjunto de España no es posible cuantificarla, aunque los datos muestran que la tendencia de los 20 últimos años ha sido claramente regresiva. Galicia: la población gallega parece estar franco declive (Penas *et al.*, 1995, Villarino *et al.*, 2002), habiéndose reducido su distribución drásticamente desde los años ochenta. Castilla y León: se ha constatado la disminución de su área de reproducción en Burgos y Palencia desde los años ochenta (Román *et al.*, 1996; Jube, 1997); en la Moraña (Ávila) se han señalado disminuciones alarmantes en los últimos años (Martín & Sierra, 1999), al igual que en Valladolid (A. Balmori, com. pers.). Navarra: aunque se desconoce la evolución real del total de efectivos, el seguimiento de 11 parcelas entre 1997 y 2001 ha revelado una reducción del 26,5% en el número de machos cantores y del 47% en la densidad de los mismos (C. Astrain & A. Etxeberria, com. pers.). La Rioja: 4 machos reproductores en 1998 y 1999 (Astrain & Etxeberria, 1999), 1 en el 2000 (Gutiérrez Expósito, 2000a). Aragón: no hay información precisa sobre tendencias poblacionales, aunque en Huesca parece que la población ha disminuido ostensiblemente desde los años ochenta, a pesar de que el área de distribución no haya cambiado de forma significativa (Woutersen & Platteeuw, 1998). Cataluña: En 1994 había 800-1.300 machos reproductores (Estrada *et al.*, 1996), mientras que en el 2001 se estimaron 600-700 machos (Bota, 2002); la comparación de la distribución en los dos Atlas de las Aves de Cataluña (1975-83 y 1999-2002, Muntaner *et al.*, 1983; J. Estrada/ICO, *in litt.*) muestra en conjunto una

sensible disminución en su área de distribución (27 cuadrículas ocupadas de 10 × 10 km en el primero, 23 en el segundo), aunque esta regresión puede ser incluso mayor, debido a la mejor cobertura del Atlas más reciente. Madrid: no existen datos precisos, pero existe una pérdida de hábitat favorable debido a nuevas infraestructuras viarias, expansión urbanística y explotaciones de áridos. Castilla-La Mancha: no existen datos. Extremadura: en los regadíos de las Vegas Altas del Guadiana se ha observado una reducción drástica de las poblaciones (Pérez Chiscano, 1975) y una importante rarefacción en La Serena, probable como consecuencia del sobrepastoreo (C. Barros y N. de Borbón, com. pers.); también se ha registrado una tendencia regresiva en los Llanos de Cáceres, a raíz de seguimientos de su abundancia, tanto durante el periodo reproductor (densidad en los años 1985-86, 6,0 ind./km², 1993-94, 3,4 ind./km² y 1994-95, 2,4 ind./km²), como invernal (1985-86, 25,5 ind./km², 1993-94, 3,4 ind./km², López Ávila & Hidalgo de Trucios, 1998); este mismo patrón regresivo ha sido registrado por estos autores en los tamaños de los bandos reproductores e invernales durante este periodo temporal. Andalucía: todas las poblaciones parecen haber sufrido importantes mermas en los últimos tiempos (p.ej., Manrique & De Juana, 1991; Pleguezuelo, 1991), que resultan en “una notable disminución” para el conjunto andaluz (Castro & Manrique, 2001b). Murcia: parece haberse producido una reducción del área de distribución.

En conjunto, y a pesar de que no existen datos sobre su población principal, la de Castilla-La Mancha, las tendencias parecen muy regresivas para el conjunto de la población española, con descensos drásticos en su distribución y/o abundancia en todas las regiones que se poseen datos cuantitativos (descensos poblacionales o de abundancia; La Rioja, prácticamente extinta; Navarra, aproximadamente 27% en 4 años; Cataluña, entre el 25-54% en 6 años; Extremadura, 40% en 9 años). Falta información para las regiones centrales y más densamente pobladas, si bien los resultados provisionales del Programa SACRE (Del Moral, 2002), que para esta especie se refieren sobre todo al entorno de Madrid y áreas próximas de Castilla-La Mancha, indican un continuado declive entre los años 1996 y 2001. En el resto de regiones donde no existen este tipo de datos se ha constatado una disminución del área de distribución, a excepción de Castilla-La Mancha, de la cual no existen datos. Debido a que la causa principal de la regresión parece claramente ligada a la intensificación agraria en curso, es previsible que la disminución continúe en tiempos venideros, dada la orientación actual de la PAC.

ECOLOGÍA

Selección de hábitat. En Sisón ocupa mayoritariamente hábitats agrícolas abiertos dominados por cultivos cerealistas en secano o pastizales extensivos, en los que sus densidades se ven favorecidas por la heterogeneidad del paisaje debida a la presencia de eriales, barbechos de larga duración y cultivos de leguminosas (Martínez, 1994; Martínez, 1998; en prensa; Campos & López, 1996; Mañosa *et al.*, 1996; Wolff, 2001). Los machos reproductores seleccionan preferentemente, como sustrato de canto y exhibición, linderos, barbechos de larga duración, leguminosas y barbechos del año, mientras que siembras de cereal, labrados y zonas de matorral tienden a ser utilizadas en igual proporción que la disponibilidad o por debajo de la misma (Martínez, 1994; Mañosa *et al.*, 1996). La altura de la vegetación en estos territorios suele ser

significativamente menor que fuera de ellos, mientras que la diversidad de sustratos y el número de parcelas tienden a ser mayores (Campos & López, 1996; Salamolard & Moreau, 1999). Respecto a las variables de microhábitat que influyen en la selección del territorio, la abundancia de alimento y la cobertura parecen determinantes para las hembras, y la altura de la vegetación para los machos (Martínez, 1998; Salamolard & Moreau, 1999; Moreira, 1999). La densidad media estimada del Sisón es de unos 3,6 machos/km², alcanzando densidades de hasta 10 machos/km² en áreas como Castuera, Badajoz (De Juana & Martínez, 1996).

Se han encontrado variaciones significativas en la densidad de machos establecidos en distintos sectores en el patrón interanual de ocupación del espacio durante la época reproductora (García *et al.*, 2001), atribuibles a cambios en la disponibilidad de hábitat causados por la rotación de cultivos; E. De Juana (datos inéditos) ha apreciado en diversas comarcas de Extremadura fuertes oscilaciones de unos a otros años en las densidades de machos reproductores, superiores en pastizales que en cultivos y ligadas, aparentemente, a la variabilidad en las precipitaciones y el consiguiente desarrollo de la vegetación herbácea. En Castilla-La Mancha, el seguimiento llevado a cabo durante tres años consecutivos en diferentes áreas por Martínez (en prensa) sugiere que los machos de Sisón común no siempre muestran fidelidad a los territorios ocupados en años anteriores, aunque probablemente sí utilicen siempre la misma zona para criar.

Fuera de la época reproductora, las mayores concentraciones invernales de sisonos se producen en áreas con alta disponibilidad de sustratos atractivos para la especie, como ciertas alfalfas y barbechos (García de la Morena *et al.*, datos inéditos), algunas de las cuales son utilizadas como dormideros comunales. Estos dormideros tienden a ser más constantes en las zonas de regadío y a alternar más a lo largo del invierno en las áreas cerealistas (Canut *et al.*, 1987; García de la Morena *et al.*, datos inéditos).

Reproducción. El Sisón Común presenta un sistema de emparejamiento poligínico de tipo *lek* disperso, en el cual los machos defienden territorios fijos más o menos agregados (Schulz, 1985; Jiguet *et al.*, 2000; Jiguet, 2001). El tamaño de puesta más frecuente es 3-4 huevos, habiéndose documentado puestas de reposición (Cramp & Simmons, 1980). Los pollos, nidífugos, permanecen junto a su madre al menos hasta la formación de los bandos postreproductores. La edad reproductiva media se estima en 6-7 años y la longevidad máxima en torno a los 10 (V. Bretagnolle, com. pers.).

Fenología y movimientos. Los machos comienzan a ocupar los territorios reproductores a finales de marzo y comienzos de abril, aunque hay diferencias entre poblaciones (Cramp & Simmons, 1980). En el centro peninsular (Madrid) una cuarta parte de los territorios ya están ocupados en la última semana de marzo (Morales *et al.*, datos propios). A partir de la tercera semana de junio ya no se observan sisonos en ésta y otras áreas de cría, mientras que los primeros bandos postnupciales de la meseta sur se detectan a mediados de julio (García de la Morena *et al.*, datos propios). En las áreas de invernada ibéricas (valle medio del Tajo y Campo de Calatrava) el número de individuos crece a lo largo del otoño, alcanzando valores máximos en diciembre (García de la Morena *et al.*, datos propios); estas zonas reciben aves procedentes del centro-oeste de Francia (Morales & García de la Morena, 2001). También se ha constatado la repetición interanual de zonas de invernada, así como las visitas de individuos radio-marcados a distintas zonas durante una misma temporada. El aban-

dono de estas áreas comienza hacia mediados de marzo y a finales de dicho mes no suelen permanecer más que los individuos que se reproducen en ellas o cerca de ellas (García de la Morena *et al.*, datos propios).

AMENAZAS

Al igual que otras muchas especies de carácter estepario, las transformaciones de su hábitat reproductor y de invernada, debidas principalmente a la intensificación agraria, constituyen la principal amenaza para la población española de Sisón. Esta misma situación se cita en Francia como la causa más relevante de rarefacción de la especie (Jolivet, 1999). Salvo diferencias particulares señaladas en este apartado, las amenazas generales que afectan al Sisón por transformación de su hábitat coinciden y se desarrollan en mayor detalle en el apartado correspondiente de la ficha de la Ganga Ortega.

Transformación del hábitat y gestión agraria. (1) Al igual que en la Ganga Ortega el grado de intensificación del secano ibérico se refleja principalmente en el aumento de las superficies en regadío y la reducción del barbecho, así como la rarefacción de los barbechos no arados de media o larga duración (1-3 años). Las consecuencias de estos cambios del barbecho ibérico, además de la pérdida directa de hábitats favorables, se traduce en esta especie en una desaparición de la cobertura vegetal para nidificar y una escasez de insectos durante la época de cría, que constituye la principal causa de mortalidad juvenil (Bretagnolle, com. pers.; véase también Hellmich, 1992, para Extremadura).

Los datos de cambios de superficies (periodo 1990-2000) que afectan a esta especie ya han sido expuestos en líneas generales para la Ganga Ortega, aunque cabe destacar ciertos valores ilustrativos referentes a algunas CC.AA. donde se han registrado decrementos relevantes del sisón: disminución del 25% superficies en barbecho en Castilla y León y del 50% en Cataluña; e incremento del 36% de la superficies regadas en Navarra. La previsión es que la intensificación continúe en el futuro. Así, se espera que la puesta en marcha del PHN suponga hasta el año 2008 un aumento del regadío de aproximadamente 250.000 ha en toda España, siendo Castilla y León, Aragón, Castilla-La Mancha, Andalucía y Extremadura las comunidades más afectadas, precisamente aquellas sobre las que se extiende el grueso del areal del Sisón en España. Otros cambios de uso que afectan a esta especie, y que ya han sido citados en la Ganga Ortega, es el incremento de las superficies de olivar, la reforestación de tierras agrarias en zonas de reproducción de la especie y la intensificación del viñedo (riego y emparrados en La Rioja, Navarra, Valladolid y Castilla-La Mancha, Gutiérrez-Expósito, 2000, C. Astrain & A. Balmori, com. pers., observaciones propias). A estos cambios hay que añadir también diversos proyectos de urbanización y grandes infraestructuras que, en el caso del sisón, afectan a importantes áreas de reproducción e invernada, algunas incluidas en IBA e incluso ZEPA, siendo esta situación especialmente alarmante en la Comunidad de Madrid.

Otros problemas específicos del sisón relacionados con la actividad agraria es el uso de variedades tempranas de cebada, poco usadas por la especie debido a su excesiva altura en primavera (J. Estrada, en prensa), el sobrepastoreo en ciertas zonas (p.ej., La Serena), que parece afectar especialmente a esta especie durante la reproducción, debido a una disminución de la cobertura vegetal, y la destrucción de nidos durante las tareas agrícolas, principalmen-

te la roturación de los barbechos y la siega del cereal, debido a la utilización de variedades de ciclo corto (J. Charco, *in litt.*; J. T. García, com. pers.; obs. pers.).

Mortalidad por tendidos eléctricos (2), caza ilegal (4), depredación de nidos (4) y cetrería (3). El Sisón sufre con frecuencia bajas por colisión contra tendidos eléctricos (Janss & Ferrer, 1998; Ferrer & Janss, 1999; Pelayo & Sampietro, 2000). En zonas de alta concentración invernal de sisonos y presencia de tendidos, como los regadíos del Tajo, no es raro encontrar aves colisionadas (García de la Morena *et al.*, datos propios). La caza ilegal no parece causa generalizada de mortalidad, aunque localmente se hayan producido tiradas por parte de agricultores que se quejaban de daños en cultivos como melonares o viñas, particularmente en Castilla-La Mancha y La Rioja (Elósegui, 1985).

La amenaza debida a la pérdida de nidos por depredadores generalistas ya ha sido comentado en la Ganga Ortega. Para el Sisón en concreto, Martín & Sierra (1999) señala que, en La Moraña (Ávila), los nidos de esta especie sufren una gran presión por la Corneja Negra (*Corvus corone*). Finalmente la cetrería en aeropuertos, utilizada alejar los sisonos del entorno de las pistas y evitar riesgos de colisiones con aeronaves (p.ej., en la base aérea de Getafe, Madrid), se ha citado como causa directa de la reducción de la de la población local invernantes en esa localidad (aproximadamente una cuarta parte, J. Cano Sánchez, com. pers.).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Hoy por hoy no se están aplicando medidas específicas para la conservación del Sisón en España. Sí existe un Plan de Acción europeo para la especie (De Juana & Martínez, 2001), así como algún Plan de Conservación autonómico, concretamente en Navarra (Astrain & Etxeberria, 1997a), donde no se ha puesto en práctica, y en La Rioja (Astrain & Etxeberria, 1999), donde ya se ha aplicado. La mayoría de las medidas potencialmente favorables para el Sisón que se están aplicando son de carácter general y han sido descritas en la Ganga Ortega, siendo de relevancia específica para el sisón las medidas destinadas a fomentar el cultivo de leguminosas en secano y limitar la carga ganadera en ciertas áreas en el contexto de los programas agroambientales (Reglamento de Desarrollo Rural, 1257/99/CE).

La declaración de distintas ZEPA esteparias (unas 1.270.000 ha repartidas en 42 ZEPA de las 66 IBA con presencia de Sisón (De Juana & Martínez, 2001) es un primer paso en la creación de espacios protegidos que alberguen a esta y otras especies afines, aunque la falta de planes de uso y gestión en la mayoría limita notablemente su eficacia (Suárez *et al.*, 1999). Cabe destacar que las CC.AA. en las que la especie sufre un mayor declive (Galicia, Navarra, La Rioja, Cataluña, Andalucía) el número de ZEPA esteparias con presencia de Sisón es notablemente menor que en otras regiones, quedando, por tanto, la mayor parte de estos efectivos fuera de zonas protegidas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Las medidas para la conservación del Sisón recogidas en el Plan de Acción Europeo (De Juana & Martínez, 2001) y en los dos Planes de Conservación autonómicos realizados (Astrain & Etxeberria, 1997a; Astrain & Etxeberria, 1999) constituyen una propuesta válida. Las medidas contempladas, parte de ellas comunes a las

expuestas en la Ganga Ortega, se resumen a continuación, ya que constituyen medidas específicas que figuran en estos documentos y por tanto son de aplicación para España. Estas medidas son:

- Conversión en ZEPA de todas las IBA con presencia significativa de la especie. Igualmente, se puede hacer una revisión de las IBA no declaradas ZEPA y a qué especies esteparias beneficiaría la declaración (2).
- Creación de zonas protegidas bajo legislación nacional en éstas y otras áreas con poblaciones de Sisón Común (2).
- Limitaciones de infraestructuras, urbanizaciones, concentraciones parcelarias, tendidos eléctricos, regadíos y otras actuaciones que supongan destrucción, degradación o fragmentación del hábitat de la especie (1).
- Promoción del cultivo de leguminosas en secano (favoreciendo las de grano que no han de segarse en fechas críticas, aunque procurando siempre una proporción de forrajeras plurianuales como la alfalfa) y mantenimiento de barbechos de media y larga duración (1).
- Control de la carga ganadera (Astrain & Etxeberria, 1997a, recomiendan 0,5 U.G.M./ha no cultivada en Navarra). (2, localmente).

- Ajuste de las fechas de las labores agrícolas al calendario reproductor de la especie (p.ej., fecha tope de 30 de abril para el labrado de rastrojos y barbechos) (1).
- Control de depredadores en los casos en que su impacto sobre la productividad se demuestre importante (3).
- Limitación del uso de insecticidas y herbicidas y conservación de lindes, a fin de asegurar una disponibilidad óptima de alimento (1).
- Control del furtivismo y prohibición absoluta de su caza, evitando que, mediante la vía de excepción, se den permisos debido a posibles daños en cultivos (1).
- Educación y formación dirigidas a diferentes colectivos, entre otros cazadores, agricultores y guardas. A estos últimos, instrucciones sobre técnicas de censo y seguimiento de la especie (4).
- Investigación sobre distintos aspectos de la biología de la especie todavía poco estudiados, como demografía, reproducción y movimientos y ecología invernal, así como sobre el estatus poblacional en España (1).
- Todas estas medidas debieran ir acompañadas de la correspondiente evaluación de su efectividad.

Avutarda Hubara (Canaria)

Chlamydotis undulata fuertaventurae

En Peligro; EN B1ab(i,ii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v); C2a(i)

Autor: Juan Antonio Lorenzo

Aunque los resultados más recientes en el conjunto de su distribución canaria señalan las mayores densidades para la especie, se trata de un taxón en declive principalmente por la destrucción y alteración del hábitat, así como por las molestias antrópicas. Si bien esta reducción del hábitat se debe en su mayor parte al turismo (construcción de complejos, infraestructuras y actividades de ocio), también la elevada cabaña ganadera contribuye a limitar los recursos disponibles, a lo que hay que sumar el impacto de factores tan peligrosos como las colisiones con los tendidos eléctricos y la depredación.

DISTRIBUCIÓN

Se trata de una subespecie endémica de Canarias que habita los ambientes esteparios de Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa, siendo ocasional en Lobos (Martín & Lorenzo, 2001). En el pasado también estuvo presente en Gran Canaria (Meade-Waldo, 1893; Martín & Lorenzo, 2001) y Tenerife (Collar, 1983; Rando, 1995). Aparte de esta forma, hay dos, la nominal, *C. u. undulata*, propia del norte de África, y *C. u. macqueenii* de Asia. Esta última para algunos autores debe considerarse como una especie distinta (Gaucher *et al.*, 1996).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Tal y como señalan Martín & Lorenzo (2001), a partir de referencias bibliográficas, ahora es más escasa que en el pasado. No obstante, en el archipiélago se han señalado las mayores densidades en el conjunto de su distribución, habiéndose obtenido un valor promedio de 1,85 aves/km² (Martín *et al.*, 1997). De acuerdo con estos autores, sólo el 41% del hábitat

de la hubara, estimado en su conjunto en unos 400 km², puede considerarse como primario.

Los resultados del único censo efectuado hasta la fecha en el que se ha considerado el conjunto de su distribución canaria ha permitido estimar la población en 527 aves, una cifra que supera estimaciones previas (Martín *et al.*, 1997). Además, estos autores obtuvieron una mayor abundancia de aves en Lanzarote que en Fuerteventura, indicando la necesidad de considerarla como una unidad, siendo probable la existencia de desplazamientos entre islas en función de las precipitaciones. A pesar de haberse realizado hasta nueve censos, las diferencias metodológicas hacen muy difícil efectuar comparaciones entre ellos (Martín *et al.*, 1997 y 1999). No obstante, al menos en determinadas zonas sí que se aprecia una importante reducción de efectivos e incluso en algunos casos se ha constatado su desaparición.

Alegranza. La existencia de hábitat adecuado y la movilidad de la especie ha dado pie a sospechar su posible llegada ocasional en épocas favorables. En noviembre de 1994 se visitaron los principales lugares adecuados pero no se detectó (Martín *et al.*, 1995).

La Graciosa. Parece haberse asentado recientemente, comprobándose su reproducción en 1990 (Martín & Lorenzo, 2001).

Estos autores señalan que su población es de unas 18 aves, las cuales ocupan en su mayor parte la mitad septentrional. En diciembre de 1993 y noviembre de 1994 se censaron 16 y 11 hubaras respectivamente (Martín *et al.*, 1996 y 1997), mientras que en febrero de 2001 se detectaron 8 individuos.

Lanzarote. Considerando los censos más recientes (Martín *et al.*, 1996 y 1997), la población ha sido estimada en unas 268 aves, repartidas en su mayor parte en dos núcleos del norte: jables arenosos de Sóo-Famara-Zonzamas y llanos terrosopedregosos de Tahiche-Guanapay-Reserva de Guatiza (unas 88 y 80 hubaras respectivamente), mientras que el resto de los efectivos se reparte por el sur en áreas de Playa Quemada (unas 13 aves) y de Playa Blanca-Janubio-El Rubicón (20). También se observan en áreas marginales, como Güime, Argana, etc. (Martín & Lorenzo, 2001).

Lobos. Es posible que llegue de forma ocasional, conociéndose por el farero la reproducción habitual de una pareja a mediados de la década de 1950 y observaciones recientes de un individuo (Martín *et al.*, 1997; Martín & Lorenzo, 2001).

Fuerteventura. A pesar de que su distribución prácticamente no ha cambiado y sigue estando presente en buena parte de los lugares con hábitat adecuado, sus efectivos han disminuido con relación al pasado (Martín & Lorenzo, 2001). Estos autores mencionan su desaparición del enclave más meridional (inmediaciones del Faro de Jandía) y de la localidad central de Tuineje. La población ha sido estimada en unas 241 hubaras, repartidas por distintos llanos costeros e interiores del centro y norte de la isla, quedando segregada una población en el sur correspondiente al Jable de Jandía con unos 24 ejemplares (Martín *et al.*, 1997). Este último enclave, así como algunas otras localidades (Llano de Las Salinas, Jable de Taca-Cotillo, Corralejo, etc.) ha visto reducidos sus efectivos por distintos problemas de conservación.

Tendencia previsible. Aunque los resultados de los censos más recientes superen los de previas estimaciones, no parece haberse producido un aumento poblacional notable sino una mejora en los métodos de censo. No obstante, en base a los últimos recuentos se recomendó dirigir los esfuerzos de conservación sobre la protección de su hábitat en detrimento de la cría en cautividad (Lorenzo *et al.* 1998; Martín & Lorenzo, 2001). El ritmo de destrucción y alteración del mismo desde entonces, a falta de censos que lo confirmen, permite adelantar una regresión en muchos núcleos de Fuerteventura y Lanzarote. No en vano, en los últimos años se ha constatado la destrucción y la alteración de lugares incluidos por Martín *et al.* (1997) como hábitat primario en 1994.

ECOLOGÍA

Es un elemento típico de los ambientes esteparios, ocupando jables arenosos y llanos terrosos y pedregosos. Además, y sobre todo en épocas desfavorables, frecuenta lugares marginales, como bordes de malpaíses, cultivos, etc. Se ha constatado que en invierno selecciona áreas con un alto porcentaje de cobertura de herbáceas y altura de la vegetación (Martín *et al.*, 1996), lo cual podría deberse a la necesidad de pasar inadvertida y a la disponibilidad de alimento (Martín & Lorenzo, 2001).

El periodo de cría es variable y, aunque la puesta normalmente tenga lugar entre febrero y marzo, se conocen datos que amplían dicho periodo de puesta de diciembre a junio (Martín & Lorenzo,

2001). No se cuenta con información sobre el éxito de cría, pero se han constatado casos de depredación por cuervos (Harris, 1901; Concepción, 1992) y se han señalado distintos depredadores potenciales, tanto naturales como introducidos (Emmerson, 1983; Heredia *et al.*, 1996).

La dieta se compone tanto de material vegetal como animal, debiéndose destacar, dentro de una gran variedad de componentes, un alto porcentaje de plantas anuales, flores de *Launaea arborescens* y frutos de *Lycium intricatum*, así como de insectos, principalmente hormigas y coleópteros (Collins, 1993; Martín & Lorenzo, 2001). También debe mencionarse la importancia en el periodo estival de los cultivos, en especial los de alfalfa, así como el aprovechamiento de los higos (Medina, 1999).

AMENAZAS

Pérdida de hábitat. (1) Motivada por actuaciones como la instalación de parques eólicos, campos de golf, canteras para la extracción de áridos, apertura de carreteras, urbanizaciones y complejos turísticos, que están destruyendo áreas prioritarias para la hubara. Si bien comenzaron por los llanos costeros, en los últimos años han incluido también enclaves del interior de las islas. La estimación de unos 400 km² de hábitat para esta especie en 1994 (Martín *et al.*, 1997) se ha visto reducida en los últimos años, habiéndose perdido enclaves identificados por dichos autores como de hábitat primario. Este último, en el mencionado estudio constituía sólo 162,5 km².

Dada la importancia que los cultivos tradicionales tienen para la hubara, sobre todo en épocas desfavorables, es por lo que también el paulatino abandono de las actividades agrícolas acaecido en las últimas décadas ha debido repercutir de forma negativa en sus efectivos. Además, la elevada cabaña ganadera existente, sobre todo de cabras que se crían en libertad, ejerce un fuerte impacto sobre la vegetación, produciendo una disminución de recursos y al mismo tiempo facilitando los fenómenos de erosión.

Alteración del hábitat y molestias antrópicas. (1) Un porcentaje importante de áreas prioritarias para la hubara soporta una elevada frecuencia de visitas por parte de turistas que recorren a pie o en vehículo zonas de gran importancia para la especie. Aparte de la fragmentación y deterioro del hábitat, estas actividades producen molestias a las aves y adquieren mayor relevancia cuando coinciden con su periodo de cría.

Mortalidad por tendidos eléctricos. (1) Tanto en Lanzarote como en Fuerteventura se ha constatado la mortalidad de hubaras por colisión con los tendidos eléctricos (Lorenzo, 1995; Lorenzo *et al.*, 1998). Dada su movilidad en función de los recursos disponibles en el conjunto de su hábitat, algunos tramos de tendidos pueden resultar auténticos "puntos negros" y producir una mortandad importante de la población.

Depredación por mamíferos introducidos. (4) A pesar de que no hay datos que valoren su incidencia, dada la abundancia de ciertas especies introducidas, como gatos, ratas, erizos y ardillas, la depredación puede suponer un factor negativo importante.

Otros factores. (4) La caza ilegal, la colecta de huevos (tanto para el consumo como para coleccionismo), las maniobras militares y las molestias relacionadas con la recogida de trufas son otros factores que podrían estar afectando de alguna forma a la especie, si bien se desconoce en qué grado y es muy posible que su efecto haya disminuido notablemente con respecto al pasado.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

A raíz de los censos llevados a cabo por la ICBP, que produjeron unos resultados alarmantes, el ICONA encargó un Plan de Recuperación en 1985 que incluía entre otros puntos el establecimiento de áreas de reserva, un programa de manejo y otro de educación y sensibilización de la población (Domínguez & Díaz, 1985). Además, y a pesar de que no se contemplaba de forma prioritaria, se construyeron en La Oliva (Fuerteventura) unas instalaciones para la cría en cautividad, procediéndose a la captura de los primeros ejemplares.

Con la aprobación de la Ley de Espacios Naturales de Canarias en 1987 se protegieron algunos de los enclaves más importantes. Un año después, algunas de estas áreas fueron incluidas en la red de ZEPA de Canarias.

En 1993 se aprobaron dos proyectos LIFE con repercusiones importantes para la hubara. El primero, solicitado por el Gobierno de Canarias, contemplaba la restauración de biotopos en Lajares, mientras que el segundo permitió a SEO/BirdLife la elaboración del Plan de Acción de la Hubara Canaria, que fue aprobado por la Comisión Europea y el Consejo de Europa (Heredia *et al.*, 1996).

En las décadas de 1980 y 1990, el Gobierno de Canarias lleva a cabo un conjunto de actuaciones relacionadas con esta especie y su hábitat. Así, se efectuaban censos y estudios relacionados con su dieta y uso del hábitat, desplazamientos, etc. (Quilis, 1995). De forma paralela, se efectuó un vídeo y se editó un póster sobre esta especie.

A raíz de los resultados del censo más reciente (Martín *et al.*, 1997), se han podido identificar las principales áreas ocupadas por la hubara, y avanzar así en la designación de nuevas ZEPA, existiendo un compromiso por parte de la administración para declarar como tal los lugares de interés para ella. También sirvieron para proponer un cambio en la línea de actuación, debiéndose incidir en la protección y conservación del hábitat más que en la cría en cautividad (Lorenzo *et al.* 1998; Martín & Lorenzo, 2001).

En 1998 SEO/BirdLife lleva a cabo una reunión técnica con la administración para revisar el Plan de Acción y avanzar en la elaboración de un borrador del Plan de Recuperación de la misma.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Revisar, actualizar y publicar el Plan de Recuperación que esta especie requiere atendiendo a su categoría de protección y cumplimiento de sus directrices (1).
- Declarar como ZEPA aquellas áreas prioritarias para la hubara, sobre todo en Lanzarote, donde la mayor parte carece de protección. Además, algunas de las existentes, a raíz de la información actual, deben modificarse ampliándose sus límites (1).
- Vigilancia en las zonas críticas, sobre todo en la época de cría, de modo que se puedan reducir las molestias antrópicas en las mismas (1).
- Identificar los puntos de mortalidad por tendidos eléctricos y proponer medidas alternativas (modificación del trazado, enterramiento de los tramos más peligrosos, etc.). Asimismo, deben evitarse nuevos tendidos en las áreas prioritarias (1).
- Realizar cada cinco años un censo simultáneo en todas las islas en las que se distribuye, utilizando para ello la misma metodología empleada en el último censo, de modo que los resultados puedan ser comparables (2).
- Continuar con los estudios referidos a su biología y especialmente sobre éxito reproductor, incidencia de depredadores, impacto del ganado y uso del hábitat (2).
- Llevar a cabo una campaña educativa y de sensibilización de la población local (agricultores, ganaderos, cazadores y estudiantes) y turista (2).
- SEO/BirdLife solicitó en 1992 un proyecto LIFE para la conservación de esta especie en las ZEPA de Canarias.

Avutarda Común

Otis tarda

Vulnerable; VU A4c

Autores: Carlos Palacín, Juan C. Alonso, Carlos A. Martín, Javier A. Alonso, Marina Magaña y Beatriz Martín

La Avutarda Común se distribuye principalmente por las dos submesetas y, hoy en día, de forma muy marginal en los valles de los ríos Guadalquivir y Ebro. La población actual se estima en 23.000 individuos, la mayor parte en Castilla y León (46%), seguida de Extremadura (30%), Castilla-La Mancha (16%) y Madrid (5%). Dado que se trata de una especie longeva (tres generaciones suponen algo más de cuarenta años), se califica como Vulnerable, por haber sufrido una notable disminución poblacional (muy probablemente superior al 30%) a lo largo de parte de sus tres últimas generaciones (desde 1960 hasta 1980, fecha en la que se prohibió la caza). Las causas del declive se deben, por un lado, a la caza en el pasado y, por otro, a la progresiva pérdida de su hábitat en las últimas décadas. Aunque el cese de la caza ha favorecido la recuperación y la estabilización de algunos núcleos en los últimos veinte años, se sigue produciendo una disminución o desaparición de otros núcleos, motivada por pérdida y la degradación del hábitat. La excesiva concentración de individuos en zonas donde todavía persisten condiciones favorables puede tener consecuencias negativas para la dinámica poblacional y el futuro de la especie. Para disminuir su vulnerabilidad es necesario poner en práctica las medidas de conservación propuestas.

DISTRIBUCIÓN

Discontinua por el Paleártico, desde el norte de Marruecos hasta el noreste de Asia. En el Paleártico occidental (península Ibérica, Marruecos, Turquía y centro y sureste de Europa hasta Siberia central) únicamente se presenta la subespecie nominal, mientras que en el Paleártico oriental (Asia), además de la nominal también se distribuye la subespecie *dybowskii*.

España. Hasta 1970 se distribuía más ampliamente en las dos submesetas y en los valles de los ríos Guadalquivir y Ebro. Desde esa década la distribución se ha reducido y fragmentado, fundamentalmente en las cuencas de los ríos mencionados y de forma menos acusada en las zonas marginales de distribución de las dos submesetas.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

El Paleártico occidental cuenta con una población que supera las 40.000 aves (datos propios combinados con estimas de Tucker & Heath, 1994) distribuidas mayoritariamente en la península Ibérica (60%), Rusia (25%) y Turquía (10%). La población asiática se estima en 3.750-6.100 individuos, distribuidos en China (55-60%), Mongolia (20-30%) y ex-repúblicas soviéticas asiáticas (BirdLife International, 2001).

España. La población española actual se estima en 23.000 individuos (Alonso *et al.*, 2003a), cifra que representa aproximadamente el 50% del total mundial de la especie. Castilla y León alberga la mayor cantidad de individuos (46% del total estimado), seguida de Extremadura (30%), Castilla-La Mancha (16%) y Madrid (5%). El resto de Comunidades contiene poblaciones mucho menores, fragmentadas y, en general, muy amenazadas (para detalles de los censos, estimas y fuente exhaustiva del origen de la información a nivel autonómico y provincial (véase Alonso *et al.*, 2003a).

Andalucía. Distribución muy fragmentada en pequeños núcleos en el oeste de Jaén, este y noroeste de Córdoba, centro de Sevilla, oeste de Huelva y sur de Cádiz. Se estima una población de 380 individuos en 2002, la mayor parte (c.74%) en las provincias de Córdoba y Sevilla.

Aragón. Distribución muy fragmentada en pequeños núcleos en el este y suroeste de Zaragoza y noroeste de Teruel. Se estima una población de 115 individuos entre 1995-2001, la mayoría concentrada en la provincia de Zaragoza (Los Monegros).

Castilla-La Mancha. Toledo, sur y oeste de Cuenca, mitad septentrional de Albacete, mitad oriental de Ciudad Real y sur y oeste de Guadalajara. Se estima una población de 3.725 individuos entre 1994-2001, con aproximadamente la mitad de la población en la provincia de Toledo y el resto, repartido por las cuatro provincias restantes.

Castilla y León. Es la región con una distribución más amplia y continua, principalmente en el centro de la Comunidad: oeste de Valladolid, este de Zamora, este y suroeste de Salamanca, sureste de León, norte de Ávila, centro de Palencia y oeste de Burgos. Se estima una población de 10.680 individuos entre 1998-2000, con más del 90% en las provincias de Zamora, Valladolid, Palencia y León (en orden de importancia).

Extremadura. Se distribuye de forma discontinua por Badajoz y la mitad meridional de Cáceres, con un total estimado de 6.900 individuos (información de censos de 1988 y 1993).

Madrid. Este y sur de la Comunidad, cuenta con una población estimada de 1.200 individuos en 2002.

Murcia. En el extremo norte de la Comunidad cría esporádicamente y es común en invierno. Se estima que, para 1992, la población no superaba los 15 individuos.

Navarra. Centro-oeste de la Comunidad; las poblaciones más próximas se encuentran en Burgos y Zaragoza, a más de 100 km. En 2001, la población se estima en 40 individuos.

La población española sufrió sin duda un notable descenso debido a la caza desde mediados de siglo XX hasta 1980, en que se estableció la veda de la especie: en un 70% de las 29 zonas en las que se ha podido constatar su desaparición reciente, ésta se produjo entre 1960 y 1980, periodo de máxima presión cinegética sobre la especie (Alonso *et al.*, 2003a). Particularmente grave debió ser su incidencia sobre las poblaciones aragonesas, navarras y andaluzas. Teniendo en cuenta las estimaciones de comienzos de los años setenta: 1.000 individuos en el valle del Ebro y otros tantos en Andalucía (Trigo de Yarto, 1972), y de los ochenta: 60 individuos en el valle del Ebro y 200 en Andalucía (Garzón, 1982), debió producirse en la década de los setenta un declive del 80% al 90% de los efectivos de dichas poblaciones. Éstas son actualmente las poblaciones españolas más amenazadas. Varios de sus núcleos se hallan expuestos hoy día a un alto riesgo de extinción.

A partir de 1980, una vez declarada la prohibición de la caza, muchas poblaciones ya se encontraban cerca de un tamaño poblacional crítico en el que la recuperación era difícil, habiéndose constatado la extinción de algunos núcleos a lo largo de esa década (Alonso *et al.*, 2003a). Posteriormente parece que comenzó una tendencia a la concentración en las zonas con poblaciones más importantes y hábitat de mayor calidad y a la disminución en muchas otras zonas, bien marginales, o con menores cantidades de aves, o con hábitat de peor calidad, lo que en ocasiones ha llegado a determinar su extinción. En esta dinámica poblacional de incrementos en unas zonas y disminuciones en otras, que ha debido continuar hasta nuestros días, han intervenido probablemente dos factores independientes: por una parte, las variaciones en la productividad entre zonas, y, por otra, un proceso de emigración-inmigración desde las zonas de peor calidad a aquellas con condiciones más favorables (Alonso *et al.*, 2003a; datos propios).

Tendencia actual. A partir de los censos de aquellas zonas en las que existe una información fiable y que, por tanto, pueden ser utilizados para tratar de establecer la tendencia reciente de dichas poblaciones (Alonso *et al.*, 2003a) se han identificado dos zonas donde la población ha mostrado un incremento superior al 50% en la última década: el sureste de León (F. J. Purroy, com. pers.) y el área de Campo Real (Madrid). En otras zonas se ha detectado un incremento moderado (20-49%, en La Moraña y noroeste de Madrid; en esta última zona, sólo hasta 1997); o inferior al 20% (Villafáfila). Estas zonas con aparente crecimiento poblacional poseen una elevada densidad de aves y una calidad de hábitat aceptable. Todas ellas han sido designadas como IBA y dos de ellas, la Reserva de Villafáfila y el noreste de Madrid, han sido además designadas ZEPA (Viada, 1998). El crecimiento observado puede deberse a dos factores: elevada productividad en algunas temporadas e inmigración de individuos desde otras zonas adyacentes con peores condiciones debido a la progresiva degradación del hábitat. La inmigración ha sido observada mediante radioseguimiento de individuos en la Comunidad de Madrid (datos propios). Si, como parece probable, estas causas de aumento son ciertas, el incremento en esas cinco áreas podría ser sólo representativo de dichas zonas, pero no de la tendencia global en España.

En dos zonas el número de avutardas se ha mantenido más o menos estable en los años noventa: los Llanos de Cáceres y Navarra. En la primera se pudo producir un incremento moderado entre 1989 y 1995, estabilizándose más tarde. En Navarra sobrevive un núcleo poblacional muy pequeño, que ocupa el límite noreste de distribución de la especie en España. Aparentemente, ha permanecido estable en la primera mitad de los noventa, aumentando moderadamente con posterioridad. En el noreste de Madrid, parece haber estabilidad desde 1998 hasta la actualidad (Alonso *et al.*, 2003b).

Finalmente, se han identificado algunas zonas en las que la población de avutardas ha disminuido durante las dos últimas décadas y algunas más en las que se han extinguido entre 1960 y 1990. Todas ellas son, o eran, pequeños grupos reproductores, en algunos casos alejados de poblaciones más importantes y ocupando las zonas de distribución marginal de la especie. Estas zonas pueden ser agrupadas en función de las causas de regresión poblacional: Cobeña y Pinto, ambas en el entorno periurbano de Madrid, son claros ejemplos de la influencia negativa de la actividad humana. En la primera, la construcción en la pasada década de una carretera y dos tendidos eléctricos provocó la reducción del número de machos que se exhibían en la zona, de 15 en marzo de 1988 a uno en marzo de 2002. En la segunda, la construcción de un polígono industrial, un vertedero, una cárcel y un parque temático ha provocado tal pérdida de hábitat, que donde en marzo de 1988 se exhibían 32 machos, en la actualidad lo hacen sólo 14. Además, en ambas zonas se han constatado índices de productividad bajísimos y una elevada mortalidad de individuos por colisión contra tendidos eléctricos (datos propios).

Estremera (Madrid) y Doñana (Sevilla) han decrecido debido principalmente a los cambios agrícolas, así como a una alta mortalidad y una baja productividad derivadas de la actividad humana. Particularmente en Doñana, las transformaciones agrícolas en arrozales podrían haber contribuido a la extinción de algún grupo reproductor.

En Los Monegros (Zaragoza) sobrevive el núcleo más importante de Aragón, que resulta clave para la supervivencia de la especie en la región: según los censos realizados en 1995 y 2001, se aprecia un preocupante declive del 10%, tendencia que debería ser objeto de un detallado seguimiento en el futuro. Muy preocupante resulta también el caso de la provincia de Segovia, en la que se observa una alarmante disminución del 78% de los reproductores entre 1985 y 1998, sin que se puedan establecer las causas de este declive.

Debido a las alarmantes disminuciones y a las extinciones sufridas en núcleos poblacionales europeos y españoles, fundamentalmente en Aragón y Andalucía, y a las amenazas de transformación del hábitat en muchas otras zonas peninsulares, las tendencias observadas no deben inducir al optimismo sobre el futuro de la especie en la Península. Para confirmar las tendencias sugeridas es necesario realizar nuevos censos a lo largo de la presente década.

En cuanto al grado de aislamiento de las poblaciones españolas, no existen evidencias de movimientos de individuos entre la península Ibérica y el resto de Europa, ni tampoco con Marruecos. Aunque no investigados, hay indicios de movimientos entre poblaciones extremeñas y portuguesas, lo que, por otra parte, no resulta extraño, dada la magnitud de los movimientos observados entre regiones españolas (Alonso *et al.*, 1995, 2002; datos propios). Hidalgo & Carranza (1990) citan la disminución del número de individuos en poblaciones extremeñas cercanas a Portugal,

que se corresponde con un aumento de avutardas en las mismas fechas en áreas portuguesas. Recientemente la población portuguesa de avutardas ha sido estimada en 1.400 individuos (Alonso *et al.*, 2003a).

ECOLOGÍA

Habita en zonas llanas o ligeramente onduladas, abiertas, con cultivos de cereal de secano. Óptimo representado por mosaico paisajístico compuesto por cultivo extensivo de cereal de secano (trigo, cebada), con algunas parcelas dispersas en barbecho, leguminosas de secano (alfalfa, veza), y unos pocos pastizales o prados naturales. Durante el periodo estival selecciona cultivos de girasol y zonas con arbolado disperso, como pequeños olivares, almendrales o dehesas abiertas (datos propios). Evita en general las cercanías de los lugares habitados o las carreteras transitadas (Alonso & Alonso, 1990; Lane *et al.*, 2001).

La Avutarda Común posee un sistema de apareamiento tipo *lek*: los machos se exhiben agregados en zonas concretas, denominadas arenas de exhibición o *leks*, donde ocurren la mayoría de los apareamientos (Carranza *et al.*, 1989; Morales *et al.*, 1996) y no contribuyen al cuidado de las crías. Año tras año, los grupos de machos se exhiben en los mismos lugares concretos y tradicionales. Dichos lugares han sido objeto de una selección para tal fin a lo largo de muchas décadas, por lo que la alteración del hábitat o las molestias en los mismos pueden provocar la desaparición definitiva del grupo reproductor.

El éxito de cría de la especie es bajo: como resultado de los estudios realizados a largo plazo en la Reserva de Villafáfila se ha podido determinar que la productividad media anual es de 0,14 pollos/hembra, existiendo una alta variabilidad interanual (0,04-0,29) (Morales *et al.*, 2002; también para mayor detalles sobre la relación entre productividad y meteorología).

Los pollos poseen un periodo de dependencia materna de seis a más de doce meses, iniciando a continuación una dispersión juvenil, durante la que realizan una serie de desplazamientos fuera de su zona natal. Tanto en la población de avutardas de Villafáfila, como en la de Madrid, las distancias recorridas por los machos jóvenes son mayores que las recorridas por las hembras jóvenes, habiéndose registrado, en la última, alejamientos máximos de 188 km y 132 km respectivamente. En cuanto a la dispersión natal, la mayor parte de los machos se establece para criar en *leks* diferentes al natal, a distancias comprendidas entre 5 y 117 km. Por el contrario, la mayoría de las hembras mostró un comportamiento fuertemente filopátrico, efectuando su primer intento de cría a menos de 5 km de su zona de nacimiento (Alonso *et al.*, 1998; Martín, 2001). La comparación entre los modelos de dispersión juvenil de Madrid y de Villafáfila sugiere un efecto importante de la estructura del hábitat (Martín, 2001).

En España la especie puede considerarse como migradora parcial (algunos individuos son sedentarios y otros migradores) y diferencial (las hembras migradoras recorren distancias inferiores a las de los machos), la mayoría de los individuos muestra fidelidad interanual tanto a las zonas de reproducción como a las de concentración postreproductiva (Alonso & Alonso, 1992; Alonso *et al.*, 1995, 2000, 2002; Morales *et al.*, 2000). Los movimientos estacionales de la población adulta son mucho más amplios de lo que se creía, los machos llegan a realizar desplazamientos de hasta 250 km desde sus lugares de reproducción a las áreas estivales y de 205 km desde las zonas estivales a las invernales y las hembras de hasta 120 km desde

sus zonas de reproducción a las zonas de invernada (datos propios). Muestra muy escasa capacidad de colonización de nuevas áreas, incluso aunque presenten un hábitat aparentemente apropiado (Lane *et al.*, 2001; Martín *et al.*, 2002;; datos propios).

AMENAZAS

La especie es muy sensible a las alteraciones o destrucciones parciales del hábitat, que provocan extinciones locales en general irreversibles (Alonso *et al.*, 2003a). Ante la destrucción de parte de su hábitat, parece existir una tendencia a la agregación en otras zonas ya ocupadas, hasta llegar a densidades máximas quizá demasiado elevadas, de 5-6 individuos/km², que podrían producir una disminución de la productividad por denso-dependencia.

Pérdida, fragmentación y deterioro del hábitat

- Abandono de las formas tradicionales de agricultura extensiva en favor de sistemas intensivos y simplificación del paisaje agroestepario: concentración parcelaria, desaparición de linderos, barbechos y rastrojos; roturación de pastizales naturales; desaparición de mosaicos de cultivos de cereal, olivar, viñedo y almendral; implantación de nuevos cultivos de regadío; aumento de la presencia humana; vallado de fincas; uso de biocidas (1).
- Proliferación de infraestructuras, como carreteras, vías férreas, explotaciones mineras a cielo abierto, vertederos, polígonos industriales, etc. (2).
- Cambios de uso del suelo agrícola a urbanizable y/o industrial (3).
- Molestias derivadas de actividades de ocio humanas (caza, vehículos todoterreno, etc.) (3).

Mortalidad elevada

- Colisión contra tendidos eléctricos: causa de mortalidad más importante para la especie (1).
- Caza furtiva, destacando la de machos en primavera (4).
- Depredación por perros sueltos o asilvestrados (4).
- Colisión contra alambradas, especialmente grave en Extremadura (3).

Productividad baja

- Establecimiento de técnicas agrícolas inadecuadas para las características reproductivas y tróficas de la especie: levantamiento de barbechos, rastrojos o labrados durante el periodo de incubación y cría y coincidencia de la cosecha del cereal con las fases tempranas del crecimiento de los pollos; aplicación intensiva de biocidas con la consiguiente reducción de recursos alimentarios para los pollos (4).

Fomento de legalización de la caza

- Desde ciertos ámbitos cinegéticos existe una preocupante corriente de opinión a favor de la legalización de la caza basada

en apreciaciones subjetivas sobre el estado de conservación de la especie. Esta corriente representa una seria amenaza, al fomentar la caza de una especie vulnerable (1).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Censos de población

Desde la década de los noventa, las administraciones autonómicas vienen fomentando la realización de diversos censos regionales. Sería de enorme interés lograr una coordinación interautonómica a la hora de efectuar nuevos censos.

Programas de medidas agroambientales

- Actuaciones de protección y mejora de los hábitats del Proyecto ACNAT. "Conservación de hábitats en los Llanos de Cáceres".
- "Programas de Zona" en Castilla y León, según Regulación UE 2078/92: p.e., Villafáfila, Madrigal-Peñarya, Tierra de Campos.
- "Programa de recuperación de hábitats cerealistas para las aves esteparias", aprobado en 1995 por la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de Castilla-La Mancha y destinado a compensar económicamente a aquellos agricultores que realicen determinadas actuaciones para beneficiar a las aves esteparias.
- "Subvenciones para apoyar actividades económicas compatibles con la conservación de la naturaleza", aprobadas por la Junta de Extremadura en 1997.
- Programa de medidas agroambientales contemplado en el "Plan de medidas preventivas, correctoras y compensatorias de las carreteras M-50 y R-2", aplicado en las ZEPA "Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares (Madrid)" y "Estepas cerealistas de la campiña (Guadalajara)".
- Arrendamiento de fincas e indemnizaciones en Navarra.
- Medidas agroambientales recientes en zonas con avutardas en Andalucía (mantenimiento de rastrojos de cereal al menos hasta el otoño, evitar el tratamiento con herbicidas de rastrojos y bordes).

Proyectos LIFE

- "Mantenimiento de hábitat adecuado en La Reserva de Villafáfila (Zamora)".
- "Conservación del Sisón, Avutarda y Cernícalo Primilla en la red de ZEPA en la Comunidad Autónoma de Extremadura".
- "Modelo de gestión del hábitat en la ZEPA de La Serena (Extremadura, España)".

Programas divulgativos

- Programa de educación ambiental del Proyecto ACNAT. "Conservación de hábitats en los Llanos de Cáceres".
- "Programa de recuperación de hábitats cerealistas para las aves esteparias", desarrollado por SEO/BirdLife en Castilla-La Mancha.

- Programa de educación ambiental “Conoce tus estepas”, desarrollado por la Asociación Juvenil Fauno en Castilla-La Mancha.
- Centro de Interpretación de la Naturaleza de Madrigal de las Altas Torres, desarrollado por ASODEMA con financiación PRODER.
- Campaña divulgativa “ZEPA de la provincia de Valladolid”. 2001. SEO-Valladolid.
- Campaña divulgativa del “Plan de medidas preventivas, correctoras y compensatorias de las carreteras M-50 y R-2”, aplicado en las ZEPA “Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares (Madrid)” y “Estepas cerealistas de la campiña (Guadalajara)”.

Corrección y señalización de tendidos

- Señalización de tendidos en Madrigal de las Altas Torres (Ávila) (Onrubia *et al.*, 1996).
- Señalización de líneas de alta tensión para la protección de la avifauna: línea Valdecaballeros-Guillena (Extremadura) (Alonso *et al.*, 1993).
- Análisis de impactos de líneas eléctricas sobre la avifauna de espacios naturales protegidos (Ferrer, 1996).
- Señalización y corrección de tendidos contemplado en el “Plan de medidas preventivas, correctoras y compensatorias de las carreteras M-50 y R-2”, aplicado en las ZEPA “Estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares (Madrid)” y “Estepas cerealistas de la campiña (Guadalajara)”.

Investigación aplicada

Desde la década de los ochenta se vienen investigando diversos aspectos sobre la ecología y comportamiento de la especie. Entre los más destacados figuran los trabajos de S. J. Hidalgo de Trucios, J. Carranza y J. Hellmich en Extremadura; y de F. Purroy, A. Lucio, C. Martínez y V. Ena en Castilla y León. En Navarra se ha efectuado un estudio sobre la viabilidad de la población (Onrubia *et al.*, 1998).

Más recientemente, el equipo dirigido por J. C. Alonso (Museo Nacional de Ciencias Naturales), está desarrollando un proyecto sobre la Avutarda Común que incluye las siguientes líneas de investigación:

- Dispersión juvenil y cuidado maternal en la avutarda (Reserva de Villafáfila, Zamora).
- Ecología reproductiva y movimientos estacionales (Reserva de Villafáfila, Zamora).
- Hábitat y requerimientos espaciales de poblaciones amenazadas de Avutarda en Madrid.
- Movimientos estacionales y dispersivos y fragmentación de la población española de Avutarda (marcaje y seguimiento de individuos en Madrid, Andalucía, Castilla y León, Castilla-La Mancha, Navarra y Aragón).
- Seguimiento, censos, dispersión y estructura genética de la población de avutardas de la Comunidad de Madrid.
- Sistema reproductivo en la Avutarda: relaciones con la dispersión y diversidad genética de la población.

- La población de avutardas de Andalucía: análisis de su estado de fragmentación, capacidad dispersiva y plan de recuperación.
- Viabilidad de la población de avutardas de Marruecos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Caza

- Mantener la prohibición de la caza de la especie (1).
- Limitar el periodo de caza de media veda en zonas de alta productividad y de concentración estival (2).
- Controlar los perros asilvestrados en las zonas de cría (2).

Hábitat

- Asegurar la permanencia del régimen de cultivo extensivo de cereal tradicional en las principales áreas de distribución de la especie; evitar los planes de reforestación o de regadío en las mismas; evitar el uso de productos fitosanitarios (1).
- Impedir la construcción de nuevos tendidos eléctricos en zonas de campeo o rutas migratorias de avutardas y enterrar, desviar o señalar los tramos más peligrosos de los tendidos ya existentes (1).
- Promover el desarrollo de programas agroambientales en dichas áreas (2).
- Fomentar las prácticas agrícolas adecuadas a las exigencias reproductivas de la especie (2).
- **Prohibir la instalación de alambradas y mallas en las zonas de máxima querencia (2).**
- Vigilar el cumplimiento de la normativa legal en materia de estudios de impacto ambiental en planes de urbanización o de construcción de nuevas infraestructuras (1).
- Desarrollar planes de conservación específicos para cada una de las áreas con avutardas (Planes de Conservación Autonómicos) (2).
- Declarar zonas protegidas algunas de las áreas más importantes tanto de reproducción como de concentración estival o invernal (2).

Investigación aplicada

- Realizar censos primaverales anuales de una selección de núcleos reproductores representativos en las zonas de más amplia distribución (Castilla y León, Castilla-La Mancha y Extremadura) y de todos los núcleos en las demás regiones (Navarra, Aragón, Madrid, Murcia, Andalucía). La urgencia de actuación depende de las zonas: Navarra (5), Aragón (5), Andalucía (5), Murcia (1), Madrid (1), Castilla y León (3), Castilla-La Mancha (2) y Extremadura (5).

Educación

- Realizar campañas de sensibilización (2).

Ostrero Euroasiático

Haematopus ostralegus

Casi Amenazado; NT [EN D]

Autores: Francisco Hortas Rodríguez-Pascual y Jorge Mourinho

El Ostrero Euroasiático es un reproductor escaso y localizado en España, cuyos efectivos no deben superar las 46-58 parejas, repartidas principalmente en delta del Ebro (61%), islas cantábricas de Lugo, Galicia (22%) e islotes del extremo occidental de Asturias (13%), con reproducción irregular en Cantabria (2-3 parejas). Las principales amenazas están ocasionadas por las molestias humanas y la presencia de depredadores como el Zorro, la Gaviota Patiamarilla, perros y gatos. La especie califica como Casi Amenazado, por su pequeño tamaño poblacional (250 individuos maduros) y una vez corregido el riesgo de extinción por el "efecto rescate" que pueden ejercer las poblaciones extraibéricas en expansión.

DISTRIBUCIÓN

El Ostrero Euroasiático presenta un amplio rango de distribución en zonas templadas y subárticas de Europa y Asia. Se reproduce en Islandia, norte de Noruega, Finlandia y alrededor del mar Negro aunque también se extiende al oeste de Siberia, noroeste de Irán y la zona centro de la República Asiática (Davidson *et al.*, en prensa). Presenta cuatro subespecies reconocidas (Hockey, 1996), estando la nominal presente en el norte y oeste de Europa con poblaciones dispersas y de escaso tamaño en la costa norte del Mediterráneo (Valle & Scarton, 1998). Es conveniente destacar que el número de poblaciones reproductoras en Eurasia y África continúa sin estar claro (Davidson *et al.*, en prensa). Hulscher *et al.* (1996) reconocen dos poblaciones divididas por el mar del Norte, una atlántica y otra continental. Sin embargo, Wetlands International (1999) ha identificado cinco poblaciones de la subespecie nominal, incluyendo una de estas a las aves que se reproducen en la región mediterránea e invernan principalmente en la costa norte de África. Habría también que tener en cuenta otra población de esta subespecie que se reproduce en el sur de Inglaterra, Irlanda, Países Bajos y Francia (donde posiblemente se incluyan las aves del cantábrico ibérico) e inverna en la costa atlántica del sur de Europa incluyendo Iberia y Marruecos (más esporádicamente en Mauritania y Guinea Bissau). Aunque para valorar las poblaciones desde el punto de vista de la conservación es aconsejable considerar la subespecie nominal como una sola población (Smit & Piersma 1989; Davidson *et al.*, en prensa).

España. En la península Ibérica actualmente sólo se encuentra presente como reproductor en España. En Portugal se reproducía antiguamente en el Estuario del Sado (Rufino, 1989). Reproductor escaso y local en Cataluña, Galicia, Asturias y Cantabria. El núcleo más localizado e importante se encuentra en el delta del Ebro, Tarragona (Valle & Scarton, 1998) y más disperso en la zona cantabro-atlántica.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

En Europa, sus efectivos se encuentran en incremento en la mayoría de los países (Del Hoyo *et al.*, 1996; Hagemeyer & Blair, 1997).

España. La información disponible sugiere que el total nidificante estaría en torno a las 46-58 pp., cifra ligeramente inferior a las 52-64 estimadas por Hortas *et al.* (2000).

Cataluña. Se concentra en el delta del Ebro, más concretamente en la Punta de la Banya. Otras zonas importantes para la especie serían la Punta del Fangar, la Isla de Buda, Garxal, Sant Antoni y Serrallo (Bigas *et al.*, 2001). Las 28-33 pp. censadas en el año 2001 indican una sensible disminución respecto a las 30-34 de 1992 y las 40 de 1997 (Martínez Vilalta 1992, 1997-98, Bigas *et al.*, 2001). Las 23 pp. seguras obtenidas en el año 2001 coinciden con el total obtenido en 1979 y 1980, año en el que ya se apuntaba una ligera disminución (Martínez *et al.*, 1983; Muntaner *et al.*, 1983; Bigas *et al.*, 2001), aunque el total estimado (28-33 pp.) debe reflejar mejor la situación de los reproductores en el delta del Ebro. Por tanto, se puede hablar de una tendencia a la baja aunque las nuevas parejas que se han instalado en zonas como la Isla de Buda y el Fangar (coincidentes con restricciones de acceso y una mejor vigilancia), indican que si se aplican las medidas oportunas, la población puede incrementar sus efectivos a corto plazo. Las disminuciones observadas en la Punta de la Banya pueden deberse más que al método de censo empleado (o a la forma de interpretar las edades), a la presencia de depredadores aéreos (*Larus calchinnans*) y terrestres (*Vulpes vulpes*) (Bigas *et al.*, 2001).

Galicia. Sólo existe información puntual y dispersa, no se ha llegado a completar ningún censo. Se conoce criando desde principios de siglo, con referencias de localidades donde actualmente no nidifica (Ría da Coruña e islas Sisargas; Tait, 1924). En la década de los ochenta se realizó una estima de 7-20 pp. reproductoras en Galicia (Domínguez *et al.*, 1987), reducida años más tarde a 10-16 (Bárcena *et al.*, 1992).

En la actualidad sólo se conoce su nidificación en islas cantábricas (provincia de Lugo), principalmente en Os Farallóns, donde los efectivos aparentemente se han mantenido en los últimos 18 años (Bárcena *et al.*, 1992, Munilla, 1991; A. Bermejo, com. pers.). Ha dejado de criar en algunas localidades (Bárcena *et al.*, 1992; L. J. Salaverri, com. pers.), aunque recientemente se ha encontrado criando en otras donde no estaba documentada (Salaverri, 2000a, b). En total, este núcleo reproductor no debe superar las diez parejas.

Además, se ha observado cierto comportamiento nupcial o territorial en aves emparejadas en la costa de Laxe (A Coruña) (Bárcena *et al.*, 1992; J. L. Rabuñal, com. pers.), y principalmente

en las islas exteriores de la ría de Arousa, donde existen testimonios de pescadores referidos a su nidificación en el pasado (Bárcena *et al.*, 1992; Martínez Sabarís, 1996; Pomares, com. pers.). Es frecuente la presencia de individuos no reproductores durante todo el periodo estival en varias localidades gallegas (datos propios).

Asturias. Aunque Noval (2001) señala al Ostrero Euroasiático como “antaoño regular nidificante en muchas playas solitarias”, la primera confirmación de nidificación de Ostrero en Asturias data de 1981 (Quintana, 1988). Desde entonces se ha seguido con bastante detalle la reproducción de esta especie, que ocupa playas e islotes del extremo occidental asturiano, donde se conocen un total de 17 territorios (Vigil, 1997), que probablemente constituyan una misma población con las aves del litoral lucense. También ha nidificado en 1987 y 1988 en la costa de Nuveana (Cuideiru), con referencias de haberse reproducido en años anteriores (Álvarez-Balbuena *et al.*, 2000); en 1998 se ha vuelto a observar una pareja en celo (D. Álvarez Fernández, *in litt.*).

El núcleo occidental se ha controlado con detalle desde 1986, año en que se localizan 8 pp. reproductoras (Quintana, 1988, 1989). Entre 1989 y 1992 recolonizan varios territorios (que vuelven a abandonar en el periodo 1993-95), contabilizando un máximo de 11 pp. nidificantes en 1991 y un mínimo de seis en 1998 y 2001 (Vigil, 1997; Gayol & Quintana, 1998; X. Gayol, *in litt.*), siempre con un muy reducido éxito reproductor y una tendencia regresiva.

Cantabria. Desde 1990 hasta la actualidad (primavera 2001) se ha detectado nidificación irregular de 2-3 pp. en un pequeño islote de la bahía de Santander, y esporádicamente en una playa próxima (Bahillo *et al.*, 1993; F. González, com. pers.).

ECOLOGÍA

En el delta del Ebro nidifica en playas arenosas con una escasa perturbación humana y dunas de pequeño tamaño y vegetación psammófila o halófila escasa o nula. Con menos frecuencia nidifica en isletas situadas en salinas o marismas sometidas a inundación con vegetación halófila con distinto grado de cobertura.

En estas últimas zonas sitúan los nidos ligeramente elevados sobre dunas de escaso porte para evitar las frecuentes inundaciones (Martínez-Vilalta, 1997). El tamaño medio de los territorios suelen estar en torno a las 3,2 ha con densidades de 0,03 nidos/ha. Las puestas se producen principalmente en abril con un tamaño medio en torno a los tres huevos (Martínez-Vilalta *et al.*, 1983) y un éxito reproductor de 1,2 pollos por pareja (Martínez-Vilalta 1997). Los pollos dependen en gran medida de la existencia de lagunas hiperhialinas de escaso tamaño y profundidad que se forman en las depresiones de los arenales costeros (A. Martínez-Vilalta, com. pers.).

En el Cantábrico, el Ostrero Euroasiático nidifica en islotes con vegetación herbácea y en ocasiones en alguna playa poco frecuentada (Bárcena *et al.*, 1992; Quintana, 1988, 1989; Diego *et al.*, 1990; Vigil, 1997; Bahillo *et al.*, 1993). Algunos islotes son accesibles en bajamar. Comparte lugares de nidificación con colonias de Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*) en progresivo incremento de sus efectivos. No ocupa islotes, aparentemente aptos, donde no crían gaviotas. En Asturias, instala los nidos en el límite inferior de la vegetación de acantilado. Las puestas tienen lugar de principios de mayo a principios de junio, con 24-27 días de incubación, siendo frecuentes

las puestas de reposición, que alargan el periodo de cría hasta bien entrado el verano, cuando existe mayor presión turística. Los pollos son alimentados casi exclusivamente con lapas (*Patella* spp.) El éxito reproductor es muy reducido debido a la depredación, mayormente provocada por el abandono temporal del nido a raíz de disturbios causados por actividades humanas. En los años en que se ha seguido la reproducción, se ha comprobado una baja tasa de eclosión y de productividad anual, de nula a 0,25 pollos/pareja (Diego *et al.*, 1990; García Sánchez, 1997; Vigil, 1997; X. Gayol, *in litt.*). En Asturias es bien conocida la presencia de un núcleo de aves no reproductoras (14-30 aves), la mayoría inmaduros, que se mantienen agrupados en las cercanías de los lugares de cría (Diego *et al.*, 1990; García Sánchez, 1997; Gayol & Quintana, 1998). Fuera de la época de reproducción, no se conocen los movimientos de la población cantábrica.

AMENAZAS

La población del delta del Ebro esta disminuyendo principalmente debido a molestias humanas y a la presencia de perros y gatos, relegando sus efectivos a las zonas mejor protegidas como la Punta de la Banya. Debido a esto, el éxito reproductor de la especie ha decrecido considerablemente teniendo en cuenta el aumento de la Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*) (A. Martínez-Vilalta, com. pers.) y la presencia de otros depredadores terrestres como el Zorro (Bigas *et al.*, 2001). Es conveniente resaltar la disminución del hábitat adecuado para la especie debido a la regresión del Delta (A. Martínez-Vilalta, com. pers.) lo que en un futuro próximo puede ser crucial para asegurar su conservación.

En las poblaciones cantábricas la mayor amenaza proviene de las perturbaciones ocasionadas por molestias humanas, tanto pescadores como excursionistas, que provocan el abandono temporal del nido y favorecen la depredación de huevos y pollos por parte de Gaviotas Patiamarillas y córvidos (Diego *et al.*, 1990; Bárcena *et al.*, 1992; COA, 1996; Vigil, 1997; Gayol & Quintana, 1998; F. González, com. pers.). Pese al Plan de conservación desarrollado en Asturias, que impide el acceso a siete localidades de cría, la escasa vigilancia ejercida casi ha anulado la efectividad de esta medida. Estas molestias quizás sean el motivo por el que no cría en otras zonas donde se ha observado comportamiento territorial y nupcial. También se ha apuntado una posible incidencia de ocasionales expolios de nidos (Diego *et al.*, 1990). La urbanización de algunos tramos de litoral y los vuelos de ultraligeros también han provocado el fracaso reproductor de parejas de y la deserción de territorios de cría (Vigil, 1997).

En Galicia cría en islas apenas visitadas y cuyos hábitats no se encuentran amenazados (aunque tampoco están protegidas). Sin embargo, episodios puntuales de perturbación pueden provocar el fracaso reproductor.

La depredación de huevos o pollos por parte de gaviotas está bastante documentada en otros puntos de Europa (Rusticali *et al.*, 1999; Verboven *et al.*, 2001), donde comparten las mismas áreas de nidificación. Bárcena *et al.* (1992) citan restos de pollo de Ostrero en egagrópilas de Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*) en Os Farallóns, donde crían unas 1.000 pp. (Munilla, 1991). El incremento poblacional de esta especie (registrado en los últimos años) ha podido afectar al Ostrero, tanto por competencia espacial como por depredación.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En el delta del Ebro las restricciones de acceso y una mejor vigilancia durante la época reproductora han tenido como consecuencia que se hayan instalado nuevas parejas en zonas como el Fangar, Garxal e Isla de Buda (Bigas *et al.*, 2001). Ninguna en Galicia ni en Cantabria. El Principado de Asturias promovió un estudio en el año 1990, del que se derivó tanto la inclusión del Ostrero Euroasiático como Especie Sensible a la Alteración de su Hábitat en el CREA de esa CC.AA., así como la redacción y puesta en práctica de un Plan de Conservación del Hábitat del Ostrero en Asturias (Decreto 48/95), promoviendo campañas de divulgación a escolares, impidiendo mediante señalización el acceso a varios lugares de cría entre el 1 de mayo y el 31 de julio (resolución de 6 de mayo de 1996 de la Consejería de Agricultura). También se procuraba el seguimiento de la población y el aumento de vigilancia, aunque estos últimos aspectos no se han llegado a desarrollar (Vigil, 1997; Gayol & Quintana, 1998).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Censo y cartografiado de nidificantes, especialmente en Galicia, donde no se conocen su distribución ni sus efectivos reproductores.
- Control de las colonias de Gaviota Patiamarilla y otros depredadores terrestres, como perros, gatos y zorros, que influyen negativamente sobre la reproducción del Ostrero.
- Protección y vigilancia de las localidades de cría, evitando cualquier tipo de perturbación humana durante la época reproductora.
- Prohibir la construcción de infraestructuras o urbanizaciones que puedan afectar a las zonas de reproducción.
- Manejo del hábitat con el objetivo de evitar la pérdida de playas arenosas y/o zonas adecuadas para la nidificación.

Alcaraván Común

Burhinus oedicnemus

Casi Amenazado; NT A4c

Autores: Eduardo de Juana, Cristina Barros y Francisco Hortas Rodríguez-Pascual

El Alcaraván Común presenta tendencias negativas similares a las de otras aves esteparias en peligro, al verse afectado por aspectos de la intensificación de la agricultura, como la acelerada pérdida de eriales y barbechos, el incremento de regadíos y cultivos arbóreos y la reforestación de tierras agrarias. Teniendo en cuenta la magnitud de estas transformaciones en el campo español durante las últimas décadas, así como las previsiones que cabe hacer de cara al futuro inmediato, se infiere una importante disminución en sus niveles poblacionales. Sin embargo, la información numérica disponible no permite precisar el alcance real de dicha disminución, lo que unido a un área de distribución todavía extensa y a una cierta amplitud de hábitat, aconseja catalogación provisional de especie Casi Amenazada.

DISTRIBUCIÓN

El área de reproducción del Alcaraván Común ocupa una amplia franja en el sur del Paleártico, desde Inglaterra y Mauritania hasta el centro de Asia y la región Oriental (India e Indochina). A Europa podría corresponder entre un cuarto y la mitad de la población reproductora mundial (Davidson *et al.*, en prensa). Con media docena de subespecies, *B. o. oedicnemus* ocupa la mayor parte del sur de Europa, hasta Ucrania y el Cáucaso. Para las islas Canarias se reconocen dos subespecies endémicas, *B. o. insularum* en Fuerteventura y Lanzarote -incluyendo La Graciosa y Alegranza- y *B. o. distinctus* en el resto del archipiélago (véase texto relevante en este volumen). Para las Baleares se describió *B. o. jordansi*, más tarde asimilada a *B. o. saharae* que ocupa el norte de África, diversas islas del Mediterráneo, Grecia y Turquía (Del Hoyo *et al.*, 1996). Presenta poblaciones diversamente migradoras, siendo en Europa mayoritariamente estival, con cuarteles de invierno en el norte de África y áreas no bien conocidas del otro lado del Sahara (Cramp & Simmons, 1982).

España. El Alcaraván Común tiene en España una distribución muy amplia (Purroy, 1997). Dentro del sector mediterráneo peninsular ocupa prácticamente todas las regiones no montañosas ni excesivamente forestales; en cambio, de la franja húmeda

norteña falta casi por completo, con sólo pequeños areales aislados en comarcas llanas como el Ampurdán y la Cerdaña (Cataluña), la Canal de Berdún (Aragón), el valle de Losa (Castilla y León) o La Limia (Galicia). En el sector mediterráneo, en cambio, superficies continuas y relativamente grandes de ausencia aparecen únicamente en zonas de montaña, como los sistemas Ibérico y Central, Sierra Morena o las sierras de Cazorla y Segura, así como a lo largo de los litorales este y sur, sobre buena parte de Cataluña, la Comunidad Valenciana y las provincias andaluzas de Granada y Málaga. En altitud se ha citado desde el nivel del mar hasta cotas de 1.400 m en Ávila (San Segundo, 1990), 1.500 m en León (Noval, 1975) y Soria (De Juana, 1980) y 1.680 m en Teruel (Sampietro *et al.*, 1998).

En las islas Baleares ocupa Menorca, Mallorca, Cabrera, Ibiza y Formentera, con una distribución que prácticamente sólo excluye la sierra de Tramuntana (Avellá *et al.*, 1997).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

En Europa la especie ha sufrido una gran merma poblacional, ya desde la segunda mitad del siglo XIX pero más marcada en las últimas décadas del XX (Nipkow, 1997; Davidson *et al.*, en prensa),

que le ha llevado a la extinción en Holanda y Alemania y a cifras meramente testimoniales en los demás países, salvo España, Portugal, Francia y Rusia que, en su conjunto, podrían albergar el 95% de las aves europeas (Heath, 1994). Tanto en Portugal, donde se estiman 1.000-10.000 pp., como en Francia, con 5.000-9.000 pp., las tendencias en el periodo 1970-1990 han sido negativas, pero en Rusia, con población del orden de 10.000-100.000 pp., podrían haber sido neutras (Heath, 1994).

En su área de distribución española el Alcaraván Común parece mostrar abundancias relativas bastante dispares de unas a otras regiones. En un muestreo de comarcas cerealistas, Martínez y De Juana (1996) detectaron la especie en un 20% de las estaciones de escucha diurnas efectuadas en Castilla-La Mancha ($n = 51$), frente a porcentajes en torno al 7% obtenidos en Aragón ($n = 86$), Andalucía ($n = 92$) y Extremadura ($n = 122$), y ausencia total de contactos en Castilla y León ($n = 170$). A esta última comunidad autónoma corresponden, en efecto, estimas provinciales de población relativamente bajas, como 180-250 pp. en Burgos (Román *et al.*, 1996), 200-300 pp. en Soria (Sanz-Zuasti & Velasco 1999) y 500 pp. en Palencia (Jubete, 1997). Para el valle del Ebro se han avanzado unas 200 pp. en Navarra -donde sólo ocupa el tercio sur de la provincia- (Elósegui, 1985), 700-900 pp. en Teruel (Sampietro *et al.*, 1998) y alrededor de 2.000 pp. en Lleida (Estrada, en prensa). En toda Cataluña habría 2.200-2.500 parejas (Grup Català d'Anellament 2002). Para Castilla-La Mancha, C. Martínez (com. pers.) calcula 10.000-14.000 individuos. En Extremadura se estimaron unas 1.000 pp. en La Serena (sobre extensión de 900 km²) (Barros, 1995) y en Andalucía, 500-800 pp. en las marismas del Guadalquivir (García *et al.*, 2000) y aproximadamente 3.500 pp. en toda esta comunidad autónoma (Hortas *et al.*, 2000). Fuera ya del área continua de distribución, en Galicia se estiman 40 pp. (Arcos y Gil, 2001).

Teniendo en cuenta estas estimas parciales, así como las densidades descritas para la especie en diferentes tipos de hábitat (véase apartado de Ecología), la extensión que actualmente ocupan en España los ambientes en principio apropiados (por ejemplo, 1,6 millones de ha de eriales y 3,2 millones de ha de barbechos; MAPA, 2001) y, por otro lado, la relativa baja detectabilidad de la especie en los censos diurnos, puesto que sus costumbres son en buena medida crepusculares o nocturnas, la estimas avanzadas para el conjunto de España peninsular y Baleares por Purroy *et al.*, (1997) y Hortas *et al.*, (2000), respectivamente 22.000-30.000 pp. y 27.975-38.610 parejas, nos parecen razonables.

Sobre tendencias poblacionales es poco lo que se conoce con exactitud. Purroy *et al.*, (1997) avanzan una posible disminución en el periodo 1970-1990, que habría sido superior al 20% de los efectivos totales (aunque sin llegar al 50%). Impresiones de descensos numéricos aparecen en algunos atlas regionales o provinciales, como los de la Comunidad Valenciana (Urios *et al.*, 1991), Huesca (Woutersen & Platteeuw, 1998) y Almería (Pleguezuelos & Manrique, 1987), pero son mayoría los que no se pronuncian al respecto y el de Cataluña indica aparente estabilidad (Grup Català d'Anellament, 2002). Por otra parte, en la comparación del área de distribución que figura en el atlas de aves reproductoras en España de 1975-1995 (Purroy, 1997) con la del que ahora se está completando (Martí & Del Moral, 2003), no se aprecian más variaciones que las que derivan de una mejor cobertura en el segundo. La única población periférica que parece haberse perdido es la del Montsiá-delta del Ebro, en el sur de Cataluña, ya residual a principios de los 80 (Muntaner *et al.*, 1983).

El área de ocupación de la especie, en cambio, ha debido forzosamente disminuir en el conjunto de la Península si se tienen en cuenta las profundas transformaciones acaecidas en los usos del suelo, en particular la reforestación de eriales y pastizales y la generalizada intensificación de la agricultura, con aspectos *a priori* tan negativos para el Alcaraván Común como la supresión de eriales y linderos, la reducción acelerada de los barbechos, el incremento de los cultivos arbóreos -particularmente olivos y almendros- y la conversión de grandes superficies de secanos en regadíos (véase Amenazas). Hay que tener en cuenta, no obstante, que la especie parece en este sentido más adaptable que otras aves esteparias y ocupa con frecuencia cultivos irrigados, olivares, pimpollares y otros hábitats más o menos transformados (véase Ecología). Atendiendo, por tanto, a pérdidas y transformaciones de hábitat, parece razonable estimar una fuerte disminución de las poblaciones de la especie, aunque quizás no superior al umbral del 30% en 3 generaciones (27 años), exigible para situar a la especie en la categoría de Vulnerable.

ECOLOGÍA

El Alcaraván Común es ave propia de terrenos llanos o ligeramente ondulados, con poco o nada de arbolado, muchas veces áridos o semiáridos. Dentro de estos límites exhibe relativa amplitud de hábitat, ocupando tanto áreas de vegetación natural o seminatural, en pastizales secos, estepas y semidesiertos, como ambientes agrícolas, preferentemente de secano pero también de regadío. Además, en muchas zonas demuestra tolerancia a árboles dispersos o pequeños bosquetes (encinas, pinos, olivos...) y ocupa cascajares y arenales riparios. En general, parece preferir las formaciones de matorral bajo y abierto, como aljezares, albardinares y ontinares en Aragón (Sampietro *et al.*, 1998), tomillares, esplegares y aulagares en Burgos (Román *et al.*, 1996) o tomillares y espartales ralos en el sureste árido (Manrique, 1996), así como las de pastizal seco o halófito. En estos ambientes, ligados muchas veces al pastoreo con lanar, en época de reproducción se han estimado densidades de 0,41 a 1,36 aves/10 ha en Aragón (Hernández y Pelayo, 1987), con máximo de 1,44 aves/10 ha junto a Zaragoza (Sampietro *et al.*, 1998), y, en Extremadura, 0,6 aves/10 ha en La Serena (De Juana, 1988). En zonas más forestales o de matorral denso, como el jaguarzal de Doñana, selecciona para nidificar claros, cortafuegos o dunas (Solís & de Lope, 1996).

En áreas con mosaico de cultivos demuestra clara preferencia por las superficies de vegetación natural frente a las cultivadas (Barros *et al.*, 1996; Homem de Brito, 1996; Mañosa *et al.*, 1996; Tella *et al.*, 1996) y de aquí que alcance generalmente mayores densidades en las que presentan más elevada diversidad de usos (Martínez & De Juana, 1996). En zonas intensamente cultivadas evita las siembras de cereal y su presencia parece depender de la de eriales, barbechos, cañadas, cuevas de páramos, almendrales ralos, viñedos abiertos, etc., e incluso de cultivos como maíz, girasol o patata que, al ser relativamente tardíos, le dan tiempo en primavera a nidificar (p.e., Estrada, en prensa). Algunas densidades en medios agrícolas de secano, en época reproductora, son 0,08-0,12 aves/10 ha en Sepúlveda, provincia de Segovia (Tellería *et al.*, 1988), 0,22-0,29 aves/10 ha en el norte de Murcia (Martínez *et al.*, 1996), 0,27 aves/10 ha en Alcañiz, Teruel (Sampietro *et al.*, 1998), 0,3-0,8 aves/10 ha en La Serena, Badajoz (Barros *et al.*, 1996) y 0,72 pp./km² en la Plana de Lleida (Estrada, en prensa).

En algunos lugares se ha citado la ocupación de regadíos, incluso en densidades no despreciables como parece ocurrir en Lleida (Estrada, en prensa). También la de olivares (Urios *et al.*, 1991; Martí *et al.*, 1994; Estrada *et al.*, 1996; Martínez *et al.*, 1996; Garrido & Alba, 1997) y, más raramente, dehesas de encina con cereal (Pleguezuelo, 1992).

Fuera de la época de cría, cuando desarrolla un comportamiento gregario, la selección de hábitat parece ser esencialmente la misma, si bien en La Serena se ha detectado una clara preferencia por pastizales con retamas y afloramientos de pizarras (0,73 aves/10 ha) frente a los que no las tienen (0, 16 aves/10 ha), por razones ligadas quizás al camuflaje o a un mejor microclima (Barros *et al.*, 1996).

El Alcaraván Común anida en La Serena entre abril y principios de julio, en coincidencia con la máxima disponibilidad de presas, siendo la puesta media de 1,94 huevos (desviación típica: $\pm 0,25$; $n = 32$) y la productividad media de 0,88 pollos/pareja, asumiendo la existencia al menos de una puesta de reposición (Barros & De Juana, 1997). La dieta de la especie parece basarse en artrópodos de cierto tamaño, fundamentalmente ortópteros y coleópteros (Amat, 1986).

Las poblaciones españolas insulares se comportan como estrictamente sedentarias y las peninsulares son, según parece, diversamente migradoras, siendo raras las observaciones de pleno invierno en Aragón (Sampietro *et al.*, 1998) y buena parte de la meseta septentrional (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). En Iberia, por otra parte, invernan o paran durante sus migraciones ejemplares procedentes al menos de Francia, Inglaterra y Holanda (Bernis, 1966a; Cramp & Simmons, 1982).

AMENAZAS

Reducción del hábitat de reproducción. Las transformaciones del medio debidas a la modernización de la agricultura se perfilan como el factor más importante en el devenir, poco prometedor, de las poblaciones de aves esteparias en España y el conjunto de Europa (ej. Suárez *et al.*, 1997 y 1999; Tucker, 1997) y en concreto, en las del Alcaraván Común (Heath, 1994; Nipkow, 1997; Stroud *et al.*, 2001). Estas transformaciones estarían llevando a la pérdida o la degradación de los hábitats más apropiados para la especie -pastizales y matorrales secos y campiñas de secano- a través de la reducción del pastoreo, las plantaciones arbóreas o las puestas en regadío, sin descuidar los posibles efectos negativos de la maquinaria agrícola y los insecticidas. En este sentido, las transformaciones del agro español han sido y siguen siendo muy notables. Por ejemplo, desde 1985 las superficies en regadío han aumentado de aproximadamente 3 a 3,5 millones de ha y las de olivar, de 2 a 2,4 millones de ha, mientras los recientes planes de reforestación de tierras agrarias han afectado ya a unas 450.000 ha de hábitat estepario (Suárez *et al.*, 1997; De Juana & Suárez, *Terrera Común*, este volumen).

Parece que la notable amplitud de hábitat de esta especie, por comparación a otras aves esteparias, le permite ser relativamente adaptable y subsistir en ambientes bastante o muy transformados, como se ha señalado tanto en España (ej. Manrique & De Juana, 1991; Estrada, en prensa) como en otros países de Europa (Green & Griffiths, 1994; Nipkow, 1994; Malvaud, 1995), pero no cabe duda de que las poblaciones nidificantes en estos ambientes de sustitución son numéricamente muy inferiores a las originales y parece muy probable que también lo sean sus tasas reproductivas,

de modo que funcionen como sumideros metapoblacionales incapaces de mantenerse en ausencia de medidas de gestión.

Otros factores. Las labores agrícolas son causa importante de pérdida de nidadas en Inglaterra (Green, 1988) y quizás también en otros países (Heath, 1994; Malvaud, 1998), mientras que los tratamientos con insecticidas reducen localmente la disponibilidad de alimento (Bargain *et al.*, 1999), quizás de forma crucial en época de crianza de pollos tal y como parece ocurrir en puntos de Extremadura (Barros & De Juana, 1997; Hellmich, 1992). La acción de los depredadores podría, localmente, alcanzar niveles en exceso perjudiciales para las poblaciones de la especie (Solís & de Lope, 1995; Barros & De Juana, 1997). Se ha sugerido que también la caza y otras molestias pudieran afectarlas (Blanco & González, 1992).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Hasta donde sabemos, no existen actuaciones en marcha en España destinadas específicamente a la conservación del Alcaraván Común. Sin embargo, le son de aplicación las destinadas de forma genérica a la conservación de las aves esteparias y su hábitat, entre las que figuran destacadamente la designación de ZEPA y la aplicación de diferentes medidas agroambientales de la Unión Europea (Reglamento de Desarrollo Rural 1257/99/CE). La designación de ZEPA avanza con lentitud, especialmente por lo que se refiere a los ambientes esteparios (Viada & Naveso, 1996; Viada, 1998). Y por lo que se refiere a los planes agroambientales, orientados a aspectos en principio tan favorables a la especie como la extensificación de cultivos de cereal y de pastizales, la retirada de tierras de cultivo, el mantenimiento de las tierras retiradas o la conversión de cultivos en pastos, se han llevado a cabo a gran escala en diversas CC.AA., en especial las de Castilla y León y Castilla-La Mancha, pero su nivel de aplicación ha resultado en la práctica muy bajo y su efectividad conservacionista no ha sido evaluada (Oñate, 1999; Suárez *et al.*, 1999).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Dado el nivel de amenaza para el Alcaraván Común en España, inferior según parece al de otras especies que comparten con él los ambientes esteparios, parece lógico que sus requerimientos de conservación se contemplen a la vez que los de dichas otras aves en situación preocupante (Avutarda Común, Sisón Común, Ganga Ortega, Ganga Ibérica, Terrera Común, Alondra de Dupont, etc.). Sin duda, las medidas que en general se preconizan para estas especies y sus hábitats (p.e., Viada & Naveso, 1996; Suárez *et al.*, 1996, 1997 y 1999) pueden llegar a cubrir en gran medida las necesidades del Alcaraván Común. En particular, parece importante continuar con la designación de ZEPA en zonas esteparias, hasta incluir todas o la mayor parte de las correspondientes IBA, y aplicar de manera generalizada y coherente medidas agroambientales apropiadas, en los marcos comunitarios de la reforma de la Política Agrícola Común y de la promoción del Desarrollo Rural, evaluando debidamente sus resultados. Por otra parte, deben considerarse cuidadosamente cuantas actuaciones supongan la destrucción o la degradación a gran escala del hábitat estepario, principalmente planes de regadío y de reforestación, tanto de tierras agrarias como de áreas de matorral o de pastizal. Localmente, cabe considerar la creación y el manejo de reservas, con atención

especial a las comunidades vegetales y su respuesta ante el pastoreo (Pain *et al.*, 1997; Marrs *et al.*, 1998; Owen & Marrs, 2000). También parece exigible incrementar el actual nivel de conocimientos sobre la situación y las tendencias en el tiempo de las di-

versas poblaciones ibéricas e insulares de la especie, así como los relativos a su biología y ecología, prestando especial atención a la reproducción, la demografía, los movimientos migratorios y las áreas de invernada, estas últimas muy poco conocidas.

Alcaraván Común (Canarias) *Burhinus oedicnemus distinctus*

En Peligro; EN B1ab(i,ii,iii,iv)+2ab(i,ii,iii,iv); C2a(i)

Autores: Rubén Barone y Felipe Rodríguez

Esta subespecie endémica habita las islas centrales y occidentales del archipiélago canario. Se encuentra en declive en casi toda su área de distribución, de forma que en la actualidad sobreviven alrededor de 300-400 parejas. Esta reducción espacial y poblacional se ha producido especialmente en Tenerife, La Gomera y La Palma. Las principales amenazas son la destrucción y fragmentación del hábitat, las molestias en las áreas de cría y de descanso, la caza furtiva y el atropello en carreteras.

DISTRIBUCIÓN

La subespecie *B. o. distinctus* es endémica de Canarias y está restringida a las islas de Gran Canaria, Tenerife, La Gomera, El Hierro y La Palma, donde es sedentaria. En Lanzarote, Fuerteventura e islotes aparece otra forma endémica: *B. o. insularum* (Martín & Lorenzo, 2001).

Durante el pasado tuvo una distribución mucho más amplia que en el presente, sobre todo en Tenerife y Gran Canaria, para las que se ha documentado una clara reducción de su areal (Martín, 1987; Trujillo, 1993; Delgado *et al.*, 2000, 2002; Martín & Lorenzo, 2001). No obstante, en los últimos años se ha recuperado en Gran Canaria (obs. pers.). En La Gomera y La Palma se encuentra muy localizado, mientras que en El Hierro presenta una amplia distribución (Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Se estima que hay en total alrededor de 300-400 pp.

Gran Canaria. Se encuentra ampliamente distribuido, aunque su hábitat está muy fragmentado, abarcando por el norte la zona comprendida entre las proximidades de Las Palmas de Gran Canaria y las lomas de Gáldar-Agaete al noroeste, siendo especialmente común en este sector, donde llega incluso a estar presente por encima de los 1.000 m (Rodríguez & del Campo, 1987; Delgado *et al.*, 2000; obs. pers.). Por el lado este y sur aparece entre las zonas bajas y medias de Telde y el área de Castillo del Romeral, aunque existen registros aún más al sur, en concreto en las inmediaciones del barranco de Fataga (M.A. Hernández, com. pers.) y al oeste de Maspalomas (Delgado *et al.*, 2000). En el sector sudoriental se ha recuperado considerablemente desde comienzos de los años noventa hasta la actualidad, pudiéndose observar concentraciones post-reproductoras superiores a las 50 aves (G. Díaz, com. pers.) y siendo especialmente común entre Telde y Arinaga (obs. pers.). Trujillo (1993) cifró la población en 50-70 pp., pero tan sólo la menciona en la zona comprendida entre Las Palmas y Agaete. Más recientemente, Delgado *et al.* (2002) consta-

tan su presencia en un total de 111 cuadrículas UTM de 1 × 1 km, contabilizando un mínimo de 273 individuos. La población es superior al centenar de parejas y, tal y como sugieren dichos autores, siendo la cifra real de unas 200.

Tenerife. En el pasado estuvo presente en ciertas zonas del norte y noroeste, tales como Tejina, Tegueste, Los Rodeos, Santa Úrsula, La Orotava, Puerto de la Cruz, Los Silos, Buenavista y punta de Teno, pero en la actualidad se encuentra restringido a la vertiente sur, aproximadamente entre El Porís de Abona (Arico) y Guía de Isora (Martín, 1987; Delgado *et al.*, 2000 y 2002; Martín & Lorenzo, 2001), ocupando un mínimo de 10 cuadrículas UTM de 5 × 5 km (Martín, 1987). Sin embargo, en 1993-1998 se halló en 14 retículos (obs. pers.), y en 1999 fue localizado en 22 cuadrículas de 2,5 × 2,5 km (Delgado *et al.*, 2002). En la zona de El Médano, Lorenzo & González (1993b) estiman una población de 5-6 pp. La población insular ha sido evaluada en unas 50 pp. por Martín (1987), y en 50-60 por Delgado *et al.* (2000), aunque cabe precisar que dichas estimas no son comparables por las diferencias metodológicas.

La Gomera. Las primeras citas fidedignas se obtuvieron a finales de los 80 en Pajares Blancos, Alajeró (Trujillo, 1989) y cerca del barranco de Tapahuga, San Sebastián (Barone & Siverio, 1989), así como en La Rajita en 1990 (Martín & Lorenzo, 2001), mientras que su nidificación no fue constatada hasta marzo de 1999 en Punta Gaviota (S. de la Cruz en Martín & Lorenzo, 2001). La población es baja, probablemente menos de 20 pp., y ocupa los lomos entre los grandes barrancos del sur y sureste, entre Seima y Gerián (Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.; M. González y B. Fariña, *in litt.*). Se ha comprobado, según referencias locales, que habitaba otros lugares alejados de su actual distribución, como la zona comprendida entre Jaragán y Cuevas Blancas (San Sebastián) (J. D. Perera, com. pers.), donde incluso se recabó información de que se había encontrado un nido hacia la década de 1970 (D. Trujillo, com. pers.). De todas formas, es poco conocido por la población local (M. González y B. Fariña, *in litt.*).

El Hierro. Mantiene una buena población, la cual podría rondar el centenar de parejas. Ha sido detectado en diferentes enclaves: Isora, Nisdafe, San Andrés, proximidades de la Hoya del

Morcillo, El Pinar, inmediaciones del Pozo de las Calcosas, La Dehesa-El Cres, Punta de La Dehesa, Tabaibal, Bintó, cercanías de El Tamaduste, La Caleta, Valverde, El Mocanal, zona baja de Frontera y otros puntos del valle de El Golfo y El Verodal (Nogales *et al.*, 1989; Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.; M. González *et al.*, *in litt.*). Resulta ser abundante en algunas de ellas (M. González *et al.*, *in litt.*). Aunque existen muy pocos datos antiguos (Bolte, 1857; Meade-Waldo, 1890; Hemmingsen, 1963), parece que no ha experimentado una reducción notoria en su distribución, al igual que tampoco se ha confirmado su declive en épocas más recientes.

La Palma. Las primeras citas se deben a Cullen *et al.* (1952), quienes observaron una pareja al norte de Los Llanos y otra al nordeste de El Paso, localidades enclavadas en el valle de Aridane. Con posterioridad fue localizado en Tacande de Arriba y en las inmediaciones de La Montañita (El Paso) (Barone *et al.*, 1992). La nidificación fue finalmente confirmada en mayo de 1993 en esta última localidad (Trujillo, 1995) y en 1998 y 1999 al nordeste de El Paso (Ludwigs & Wübbenhorst, 2000). También se ha detectado en El Barrial (El Paso), y más recientemente en Llano de las Cuevas y Tacande de Abajo, donde se localizó un nido en 2002 (M. González *et al.*, *in litt.*). Por otra parte, existen datos de su existencia en un pasado reciente en otras localidades como Puntallana y Tazacorte (Barone *et al.*, 1992). Martín & Lorenzo (2001) señalan su presencia, en escaso número, en zonas bajas de Don Pedro, Juan Adalid, El Mudo y Garafía y añaden que según referencias locales habitaba también las partes bajas de Puntagorda. En este sentido, hay referencias fiables de haberse escuchado un ave en las inmediaciones de Don Pedro en 2001 (M. González *et al.*, *in litt.*). La población es muy baja (probablemente no más de una docena de parejas) y se encuentra extremadamente localizada en terrenos abiertos de los sectores occidental y probablemente noroccidental.

Tendencia previsible. Su evolución previsible en Tenerife es negativa. La destrucción y fragmentación del hábitat ocasionará su desaparición de amplias zonas de seguir el ritmo actual de transformación a gran escala del suelo (Lorenzo & González, 1993b; Delgado & Naranjo, *sine anno*). Además, los datos históricos reflejan una continua reducción de su areal. En Gran Canaria, la tendencia actual de la población no es negativa. En cuanto a La Gomera y La Palma, la pequeña extensión que ocupan los hábitats idóneos para la especie y sus bajas poblaciones hacen temer por su supervivencia a corto-medio plazo, sobre todo en el caso de La Palma. En El Hierro la situación es bien diferente, puesto que se trata de una especie común y bien distribuida.

ECOLOGÍA

Habita principalmente zonas bajas del piso basal xérico, en concreto, llanos pedregosos, arenoso-pedregosos y terroso-pedregosos, además de "malpaíses" y cultivos abandonados (Martín, 1987; Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.). En El Hierro ocupa también pastizales de zonas altas y penetra en masas boscosas abiertas de *Pinus canariensis* (Nogales *et al.*, 1989), y en La Palma se acerca al límite inferior de estas formaciones vegetales (Barone *et al.*, 1992), penetrando incluso en ellas (M. González *et al.*, *in litt.*). En La Gomera se encuentra restringida a los lomos con vegetación xérica y de transición comprendidos entre grandes barrancos de la mitad meridional (Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.). En Gran Canaria y Tenerife habita tanto áreas semidesérticas

como algo más húmedas, en este último caso en cultivos abandonados y llanos pedregosos con pastizales (Martín, 1987; Delgado *et al.*, 2000; obs. pers.).

Muestra cierta querencia a los territorios de cría y los lugares de concentración postreproductora. En Tenerife y El Hierro se producen agrupaciones de 10-40 ejemplares, mientras que en Gran Canaria superan los 50 individuos, los cuales ocupan llanos terroso-pedregosos, terrenos de cultivo abandonados e incluso campos de golf (Martín & Lorenzo, 2001; Delgado *et al.*, 2000; obs. pers.).

AMENAZAS

Destrucción y/o fragmentación del hábitat. (1) Le afecta de forma muy negativa, especialmente en Gran Canaria y Tenerife, donde en los últimos 30-40 años han sido destruidas o alteradas muchas de sus localidades clásicas. Las primeras modificaciones realmente significativas en zonas del piso basal xérico se produjeron con la implantación del cultivo del plátano, sobre todo en Gran Canaria, Tenerife y La Palma, ocupándose grandes superficies de su hábitat. Esto viene refrendado -ya sea de forma directa o indirecta- por distintas referencias bibliográficas (Bannerman, 1963; Pérez Padrón, 1983; Martín, 1987; Barone *et al.*, 1992). El cultivo del tomate le ha afectado de forma muy distinta, ya que cuando es abandonada la plantación (si ésta es al aire libre), el terreno queda de nuevo en buenas condiciones para su habitabilidad (Martín, 1987; obs. pers.). En las últimas décadas, el auge del desarrollo turístico ha sido responsable de la profunda modificación de su hábitat, concretamente en Gran Canaria y Tenerife, junto con la expansión de los núcleos urbanos en dichas islas, la implantación de nuevas infraestructuras viarias (carreteras y pistas) y las construcciones dispersas. En este sentido, se ha confirmado en los últimos 10 años la destrucción total o parcial de un buen número de enclaves tradicionales en la vertiente sur de Tenerife, entre Los Cristianos (Arona) y Fañabé (Adeje) (Delgado *et al.*, 2000).

Molestias en las áreas de cría y de concentración postreproductora. (2) El tránsito de personas, en ocasiones acompañadas por perros sueltos, supone una amenaza en plena época de reproducción. Hay que tener en cuenta la incidencia negativa de los entrenamientos de perros de caza cuando se producen en su hábitat, tal y como se ha comprobado en Gran Canaria y Tenerife (J. Hernández-Abad, com. pers.; obs. pers.).

Caza furtiva. (2) Fue mucho más importante en el pasado que en la actualidad, al estar protegido legalmente a partir de 1986. A pesar de ello, de vez en cuando son abatidos algunos ejemplares, ya que aún continúan ingresando aves heridas por armas de fuego en los centros de rehabilitación de fauna silvestre. En poblaciones pequeñas, como las de La Gomera y La Palma, esta amenaza ha debido jugar un importante papel en su reducción (Cullen *et al.*, 1952; Barone *et al.*, 1992).

Atropello en carreteras. (4) Incide negativamente en las poblaciones de la subespecie oriental (*B. o. insularum*), mucho más abundantes que *B. o. distinctus*. No obstante, hay datos puntuales en Gran Canaria, Tenerife y El Hierro, aunque el índice de mortalidad real no se conoce con precisión.

Uso indiscriminado de insecticidas. (4) La incidencia negativa de este factor ha sido citada por varios autores (Martín *et al.*, 1990; Blanco & González, 1992), si bien no existen datos concretos que avalen su grado real de afección sobre este taxón. Dado

que hoy en día muchos de los territorios de cría y lugares de concentración de aves se encuentran próximos a invernaderos y cultivos a cielo abierto, en los que se usan gran cantidad de productos químicos (en ocasiones de alta toxicidad), cabe suponer que constituyen un factor a tener en cuenta.

Proliferación de depredadores introducidos. (4) El vertido de basuras y escombros en las áreas de cría o en sus inmediaciones, junto con la existencia de núcleos de población o viviendas aisladas, ocasionan el aumento de depredadores potencialmente peligrosos para los huevos y/o pollos de la especie (perros, gatos y ratas), tal y como han señalado previos autores (Martín *et al.*, 1990; Blanco & González, 1992; Delgado *et al.*, 2000). Sin embargo, no se dispone de información que demuestre su grado de incidencia.

Colisión con tendidos eléctricos. (4) Aunque ningún autor ha mencionado esta amenaza para *B. o. distinctus*, el hecho de haberse hallado un buen número de aves muertas de la subespecie *B. o. insularum* en tendidos eléctricos de Fuerteventura (Lorenzo, 1995) y de Lanzarote (Lorenzo *et al.*, 1998), hace que se trate de un factor potencialmente negativo a tener en cuenta.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Debe citarse la labor de recuperación de aves accidentadas en los centros oficiales destinados a tal fin, que resulta de gran importancia para su conservación en islas como Tenerife, donde han ingresado un buen número de aves en los últimos años. Destaca el proyecto “Estudio para la conservación de las aves esteparias de Tenerife y Gran Canaria”, financiado por la Viceconsejería de

Medio Ambiente del Gobierno de Canarias y realizado en 1999. Dicho organismo ha llevado a cabo durante los años 2001-2002 diferentes recuentos sobre las poblaciones de La Gomera, La Palma y El Hierro.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaborar y aprobar el Plan de Conservación del Hábitat para la subespecie, así como el cumplimiento de sus directrices (1).
- Proteger nuevos enclaves de importancia en Gran Canaria, Tenerife, La Gomera y La Palma, incluyéndolos en la red de Espacios Naturales y ZEPA (2).
- Aprobar los instrumentos de planeamiento de los espacios protegidos con efectivos de este taxón (1).
- Ejercer una mayor vigilancia por parte de la administración en los espacios naturales costeros y de medianías habitados por esta especie, así como en los campos de entrenamiento de perros de caza que coincidan con su hábitat (2).
- Estudiar el impacto de los tendidos eléctricos y adoptar en su caso las medidas correctoras pertinentes (3).
- Estudiar el índice de mortalidad en carretera, para conocer su incidencia real (3).
- Investigar el grado de afección de factores potencialmente negativos como la incidencia de depredadores y el efecto de los insecticidas, así como las tasas de éxito reproductor y supervivencia (4).
- Llevar a cabo campañas de educación ambiental, centradas en la conservación de las aves esteparias, con especial referencia al Alcaraván Común (3).

Alcaraván Común (Canarias) *Burhinus oedicnemus insularum*

En Peligro; EN B1ab(ii,iii)

Autores: Juan Antonio Lorenzo, Rubén Barone y Juan Carlos Atienza

Esta subespecie endémica habita las islas e islotes orientales del archipiélago canario. Se encuentra en declive principalmente por la destrucción del hábitat producido por el aumento de población residente y turística y el consiguiente desarrollo urbanístico, así como por otras amenazas: colisión con tendidos, atropellos en carreteras, etc. Los planes de desarrollo urbano previstos para los próximos años en las principales islas en las que habita auguran una tendencia negativa de sus efectivos.

DISTRIBUCIÓN

Esta subespecie está restringida al archipiélago canario (Cramp & Simmons, 1980). Habita el sector oriental, es decir, Fuerteventura, Lanzarote, La Graciosa, Lobos y Alegranza (Martín & Lorenzo, 2001).

Alegranza. Es más abundante en la mitad oriental, aunque es frecuente observarlo en otras áreas del islote como las inmediaciones de El Veril (Martín & Lorenzo, 2001). La población ha sido estimada en un mínimo de 10 pp. (Martín & Nogales, 1993).

La Graciosa. Se distribuye prácticamente por toda la superficie adecuada, ocupando tanto los jables arenosos como

los llanos y sectores pedregosos (Martín *et al.*, 2002). No obstante, resulta más numeroso en la mitad septentrional, en áreas cercanas a Las Agujas. Se le puede detectar hasta en las inmediaciones de Caleta del Sebo. Sus efectivos deben ser del orden de 3-24 pp.

Lanzarote. No sólo se encuentra bastante bien distribuido, sino que es bastante abundante en las partes más llanas y adecuadas de la misma, en especial en el Jable de Famara y su entorno. Sólo parece faltar en aquellos lugares con volcanismo más reciente y en las partes más agrestes de la isla. Suárez (1984) estimó densidades en ambientes arenosos de 0,35 contactos/10 ha. Se ha constatado su presencia en un total de 37 retículos UTM de 5 × 5

km, lo que supone el 66,1% del conjunto de cuadrículas consideradas (Lorenzo *et al.*, 2003a).

Lobos. No es muy común y puede verse en las partes más llanas del centro (Martín & Lorenzo, 2001).

Fuerteventura. Es común y se encuentra ampliamente distribuido, faltando sólo en las áreas más agrestes de los macizos de Betancuría, Pozo Negro y Jandía. En el jable de la Punta de Jandía se ha convertido en una especie escasa y en diferentes visitas sólo hemos podido hallar indicios de su presencia (excrementos recientes, plumas, etc.). A pesar de que se trata de un elemento habitual de los llanos y tableros de la isla, también puede observarse cerca de emplazamientos humanos (pueblos, fincas, etc.). Llega a nidificar en el cauce de ciertos barrancos (Martín & Lorenzo, 2001). Investigaciones recientes han permitido constatar su presencia en 69 cuadrículas UTM de 5 × 5 km, lo que representa el 69,71% del total de retículos (Lorenzo *et al.*, 2003b).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Su tendencia real se desconoce, aunque se puede inferir que es negativa, al igual que ocurre con otras especies esteparias en las islas orientales con las que comparte hábitats. También, la tendencia futura parece ser negativa, ya que el desarrollo urbanístico que se está produciendo en ellas es muy grande. El aumento de población y de turismo conllevarán un incremento de infraestructuras lineales (carreteras y tendidos eléctricos), de molestias y de destrucción del hábitat por ocupación de terrenos por urbanizaciones y complejos turísticos y por canteras para proporcionar material de construcción. Por lo tanto, es previsible que, tal y como ocurre en la actualidad, la tendencia sea de declive continuo del área de ocupación y de la población.

No existe una estima de población de esta subespecie, si exceptuamos los datos de Concepción (2000b) para Lanzarote y sus islotes, donde se señala un rango actual de 275-350 pp. A partir de los atlas de aves nidificantes, el área de ocupación de este taxón es de unos 2.650 km² (Lorenzo *et al.*, 2003a y b). De forma provisional, en los mismos se efectúan estimas relativas de su abundancia de unas 76-548 pp. para Lanzarote y sus islotes, y 148-1.034 en Fuerteventura y Lobos, lo que supone una población global de 224-1.582 pp. No obstante, deben tomarse con precaución, sobre todo teniendo en cuenta los aspectos metodológicos. Al utilizar las densidades obtenidas en enero de 1982 por Suárez (1984) en ambientes arenosos y pedregosos de Lanzarote y Fuerteventura, y extrapolarlas a la superficie de hábitat potencial en cada una de ellas, se obtienen cifras cercanas a los 1.000 individuos por isla. Se estima que el área de distribución de este taxón es inferior a los 2.500 km².

ECOLOGÍA

No existen estudios precisos sobre la biología de esta subespecie. Se considera que la población es sedentaria. Ocupa los llanos terroso-pedregosos y arenosos e incluso zonas de malpaís y cultivos, tanto en uso como abandonados. Muestra diferentes preferencias de hábitat atendiendo al sustrato (Suárez, 1984). Ocupa incluso las faldas de montañas y cuchilletes, en zonas de cierta pendiente (Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.). El periodo de cría se extiende desde enero hasta junio, aunque depende de las precipitaciones. Fuera de la época de

reproducción tiende a formar bandos que se reúnen asiduamente en zonas concretas. En ocasiones los mismos pueden llegar a tener 30-40 ejemplares, si bien parece ser que en la actualidad el tamaño medio de los grupos, al menos en Lanzarote, es de 8-15 aves (Concepción, 2000b).

AMENAZAS

Destrucción o alteración del hábitat. (1) La rápida expansión urbanística que se está produciendo en Lanzarote y Fuerteventura con nuevos complejos turísticos, urbanizaciones, crecimiento de los núcleos urbanos, implantación de nuevas infraestructuras viarias, plantas industriales, explotaciones mineras, campos de golf, parques eólicos, etc., está afectando sensiblemente a su hábitat. Estas actuaciones, cuando coinciden con lugares óptimos de la especie, suponen una merma real del número de efectivos.

Molestias. (1) Un porcentaje importante de las áreas prioritarias para la especie soportan una elevada frecuencia de visitas por parte de turistas, los cuales recorren a pie o en vehículo zonas de gran importancia. Además, no es difícil alquilar vehículos todo-terreno y transitar libremente por los llanos y jables donde habita. En este sentido, Concepción (2000b) apunta que es frecuente el abandono de nidos por esta causa. Además, hay que añadir las molestias producidas por los ganaderos que utilizan estos vehículos para controlar su ganado suelto.

Depredación por mamíferos introducidos. (4) A pesar de que no existen datos que valoren su incidencia sobre sus poblaciones, la abundancia de ciertas especies introducidas (gatos, ratas, erizos y ardillas morunas) debe favorecer la depredación, especialmente de los nidos. En otras especies esteparias la depredación de nidos por mamíferos introducidos llega a valores cercanos al 50% (J. C. Illera, com. pers.).

Pastoreo. (4) En Fuerteventura existe una fuerte presión ganadera, mayoritariamente caprina. En muchos casos esta cabaña se encuentra en régimen de explotación semi-extensiva, siendo el caso más extremo el de cabras que libremente buscan su alimento por cualquier parte de la isla, con un aprovechamiento muy puntual por parte de los propietarios. Aparte del daño directo que causa sobre la flora endémica, el sobrepastoreo ocasiona una disminución de la cobertura vegetal, que deja el suelo desnudo y expuesto a los procesos de erosión. De acuerdo con las investigaciones de Torres (1995), el exceso de pastoreo está produciendo una degradación de la vegetación y del suelo que acelera el proceso de desertificación de Fuerteventura. A esta circunstancia habría que añadir la alteración y la reducción de las comunidades de invertebrados asociadas a la vegetación, lo que se traduce en menor cantidad de alimento disponible para las aves insectívoras.

Atropello en carreteras. (4) Si bien el índice de mortalidad real no se conoce con precisión, se trata de un factor que incide negativamente en las poblaciones de este taxón.

Colisión con tendidos eléctricos. (1) Se ha hallado un buen número de aves muertas de esta subespecie en tendidos eléctricos de Fuerteventura (Lorenzo, 1995) y de Lanzarote (Lorenzo *et al.*, 1998), lo que hace que se trate de un factor de amenaza importante para sus poblaciones. Concepción (2000b) también señala la incidencia negativa de los tendidos eléctricos, al haber hallado al azar 24 ejemplares en diez años en Lanzarote, frente a los 63 localizados por Lorenzo *et al.* (1998) en la misma isla durante un muestreo metódico.

Caza ilegal. (3) Se trata de un factor considerado por Concepción (2000b), que está afortunadamente en franco retroceso, por lo que su incidencia actual es baja.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se ha llevado a cabo ninguna medida dirigida a conservar o mejorar las poblaciones de esta subespecie, salvo su inclusión como “De interés especial” en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias. La especie cuenta con la misma categoría en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Sin embargo, ha podido beneficiarse de algunas medidas encaminadas a la protección de otras especies esteparias, especialmente de *Chlamydotis undulata*. El porcentaje de hábitat potencial de este taxón dentro de los límites de la red de ENP y ZEPA es insuficiente para garantizar su conservación.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

— Elaboración y publicación del Plan de Manejo y cumplimiento de sus directrices (2).

- Diseñar y aplicar un programa de seguimiento en toda su distribución, que garantice el conocimiento continuo de las diferentes poblaciones (2).
- Llevar a cabo las gestiones administrativas para incluir la subespecie en el Anexo I de la Directiva Aves y para aumentar su categoría de amenaza en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias y en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (2).
- Llevar a cabo un estudio detallado de la incidencia de los tendidos eléctricos, con especial atención a la búsqueda de “puntos negros” y, en consecuencia, adoptar medidas que minimicen su impacto (2).
- Estudios sobre diferentes aspectos de su biología y ecología, dando especial relevancia a aquellos de interés para la aplicación de medidas de conservación (éxito de cría, efecto de los depredadores, del ganado, impacto de atropellos, etc.) (3).
- Designar nuevas ZEPA y ENP y ampliar algunos ya existentes, así como aprobar y poner en marcha sus instrumentos de planeamiento y gestión (2).
- Efectuar una campaña de sensibilización dirigida a la población residente y turística sobre la necesidad de proteger los hábitats esteparios y las especies como el Alcaraván Común, así como el efecto de los depredadores sobre sus poblaciones (3).

Corredor Sahariano *Cursorius cursor*

En Peligro; EN B1ab(i,ii,iii,v)+2ab(i,ii,iii,v)

Autores: Keith Emmerson Shirley y Juan Antonio Lorenzo

Esta especie, propia de los hábitats esteparios canarios, ha sufrido en las últimas décadas una regresión importante de sus poblaciones. La destrucción y modificación del hábitat, derivada de la construcción de urbanizaciones, campos de golf, apertura de nuevas carreteras y pistas, trasiego de personas a pie y en vehículos 4 × 4, etc., constituye su principal factor de amenaza, si bien la depredación por mamíferos introducidos, la caza ilegal o la colisión por tendidos eléctricos podrían estar afectando también en mayor o menor medida a sus efectivos.

DISTRIBUCIÓN

En el Paleártico occidental se extiende por el norte de África desde Marruecos hasta Egipto, prolongando su área de distribución por Oriente Medio y Arabia. Además, está presente en los archipiélagos de Canarias y Cabo Verde (Cramp & Simmons, 1983; Martín, 1987). Originalmente, los efectivos canarios fueron descritos como una subespecie endémica *C. c. bannermani*, pero últimamente se considera dentro de la forma nominal *C. c. cursor* (Cramp & Simmons, 1983; Del Hoyo *et al.*, 1996).

La población se concentra en las Canarias, donde habita las islas de Lanzarote y Fuerteventura y muy probablemente en La Graciosa (Martín & Lorenzo, 2001). Estos autores tampoco descartan que críe esporádicamente en Gran Canaria, donde fue abundante en el pasado (Bannerman, 1963). Recientemente ha criado en Tenerife (González & González, 2002). Además, fuera del territorio insular, merece reseñarse que en fechas recientes se ha podido constatar un caso esporádico de reproducción en la provincia de Almería (De Juana, 2001).

POBLACIÓN

Hasta la fecha, nunca se han llevado a cabo censos sistemáticos de la población existente en Canarias. Tucker & Heath (1994) presentan una cifra estimativa de 200-250 pp. reproductoras, pero claramente constituye un mínimo (Purroy, 1997). Al menos durante el periodo 1980-1990, el tamaño real de la población era bastante superior.

Hay pocos datos referentes a su abundancia. Shirt (1983) estimó un índice relativo de 0,4 aves/hora/transecto para un conjunto de llanos pedregosos de Fuerteventura, así como valores de 0,1 y 0,2 respectivamente para los dos arenosos de Corralejo y Matas Blancas. Por su parte y en la misma isla, Suárez (1984) obtuvo una cifra de 0,12 aves/km para los arenales, mientras que no la observó en el conjunto de los llanos pedregosos estudiados. Este último autor no detectó efectivos en las cuatro localidades prospectadas en Lanzarote. A raíz de la información obtenida en los censos de *Chlamydotis undulata* abarcando una amplia representación de los llanos de Fuerteventura (entre 22 a 29 localidades se-

gún el año), y debiéndose considerar como meramente indicativos, se estimaron densidades relativas que oscilaron entre 1,5 y 3,4 aves/km² (Emmerson *et al.*, *in litt.*). Además, en muchos enclaves, se pudo constatar la existencia de notables variaciones interanuales y estacionales.

En función de la información bibliográfica y los escasos estudios, resulta evidente que la población canaria de Corredor Sahariano se encuentra en franca regresión desde hace mucho tiempo. La extinción de la especie como nidificante en Gran Canaria parece haber sucedido de forma relativamente rápida. Además, la situación actual en Lanzarote es poco prometedora. Concepción (2000b) presenta datos que revelan una disminución de la población del orden de un 60-70% desde 1982 hasta 1993/1995. En cuanto a Fuerteventura, a pesar de que sigue albergando el mayor número de individuos, y aunque no se cuenta con datos cuantitativos fiables, hay claras evidencias de que la población está experimentando una importante regresión. Las visitas efectuadas a la isla durante los últimos tres o cuatro años por diferentes ornitólogos han puesto de manifiesto que en los lugares donde la especie era muy común y fácil de detectar a finales de la década de 1980 y comienzos de la de 1990 (Tindaya y Llano de La Laguna, Tefía, etc.) ahora cuesta localizar un grupo de individuos. Además, hay zonas de la isla donde ha desaparecido por completo debido a la total destrucción y/o transformación del hábitat.

La Graciosa. Existen muy pocas citas y nunca se ha constatado su cría. No obstante, teniendo en cuenta que existe hábitat muy adecuado y que en los últimos años se han observado aves en fechas muy propicias (Trujillo, 2001; Lorenzo *et al.*, com. pers.), es muy probable que albergue unas pocas parejas reproductoras (Martín & Lorenzo, 2001).

Lanzarote. Desde el pasado, y en comparación con Fuerteventura, parece haberse encontrado mucho más restringida y ser menos numerosa (Bannerman, 1914; Volsøe, 1951; Weir & Weir, 1965; Heinze & Krott, 1980; Shirt, 1983). Sin embargo, en el periodo 1960-1980, Concepción (2000b) señala la existencia de cuatro núcleos poblacionales: El Rubicón-Papagayo-El Terminillo-Hoya de la Yegua, Playa Quemada-Tías-Los Pocillos-Guasimeta-Argana Alta, Llano de Famara y Teguisse-Tahiche (Castillo de Guanapay-Las Honduras). Los datos ofrecidos por este mismo autor indican que desde principios de la década de 1970 hasta los inicios de la de 1990, se ha producido una marcada reducción, tanto en el área de distribución como en el número de efectivos. En este contexto, debe mencionarse que al prospectarse buena parte de los ambientes esteparios de la isla durante un censo de *C. undulata* efectuado en abril de 1991, sólo se lograron detectar efectivos, y en bajo número, en tres localidades: El Jable de Famara, El Rubicón y Las Honduras-Ancones (Emmerson *et al.*, *in litt.*), correspondiendo cada una de ellas a tres de las identificadas por Concepción (2000b). Asimismo, Martín & Lorenzo (2001) dejan constancia de la rarefacción de la especie al indicar que queda prácticamente confinada a distintos núcleos esteparios, en su mayor parte dentro de los ya citados. Investigaciones más recientes han puesto de manifiesto que su situación sigue empeorando, y en el nuevo atlas sólo se detectó en el 19,6% del total de cuadrículas UTM de 5 × 5 km de esa isla (Lorenzo *et al.*, com. pers.).

Fuerteventura. Ya en el pasado se ha señalado que en esta isla es más numeroso y está mejor distribuido. A finales del siglo XIX, Meade-Waldo (1893) relata que ocupaba buena parte de la misma, desde Tostón a Matas Blancas. Más recientemente, Martín & Lorenzo (2001) señalan que sigue siendo común, presentando una amplia distribución que se extiende desde Corralejo

hasta las proximidades del Faro de Jandía. Como localidades que albergan importantes contingentes, estos autores mencionan las siguientes: Tindaya, Lomo de Esquinzo, Tefía, Cañada de Lorenzo, Los Alares y el Jable de Jandía (Matas Blancas). A ellas hay que sumar la de Llano Grande (Tuineje). Como nidificante, se ha constatado la presencia del Corredor Sahariano en el 47,5% del total de cuadrículas UTM 5 × 5 km de la isla (J. A. Lorenzo *et al.*, com. pers.).

Gran Canaria. Según Bolle (*vide* Bannerman, 1963), durante la segunda mitad del siglo XIX, era bastante común en los llanos costeros de las vertientes oriental y suroriental de la isla, sobre todo entre Juan Grande y Agüimes y Agüimes-Telde. No obstante, ya por 1920 parece haber sido bastante rara dado que Bannerman (1963) sólo la encontró en las inmediaciones del Charco de Maspalomas en el extremo sur. Precisamente, el último dato referente a la posible existencia de una población nidificante proviene de esta localidad, con la observación de dos parejas en abril de 1948 (Lack & Southern, 1949). Desde entonces, las observaciones han sido muy escasas y puntuales, y aunque podrían corresponder a divagantes no se descarta la nidificación puntual de unas pocas parejas (Martín *et al.* 1990; Martín & Lorenzo, 2001).

Tenerife. Aunque en el pasado se le consideró como nidificante (Volsøe, 1951; Bannerman, 1963), no existían pruebas fehacientes al respecto. En realidad, una revisión de la bibliografía pone de manifiesto que muy pocos investigadores llegaron a ver la especie, y siempre en contadas ocasiones (Martín, 1987). Durante las últimas tres décadas se vienen observando de forma ocasional sobre todo en lugares adecuados del sur. Buena parte de dichas citas han sido recopiladas por Martín & Lorenzo (2001), aunque es interesante añadir otra más relativa a una pareja mostrando indicios de actividad territorial en abril de 1986. Finalmente, en fechas recientes se ha constatado la reproducción de al menos una pareja en las proximidades del aeropuerto Tenerife sur (González & González, 2002; C. Izquierdo, com. pers.).

Almería (España peninsular). Fuera del archipiélago es una rareza y hasta el año 2000 se han homologado un total de nueve observaciones de esta especie (De Juana y el Comité de Rarezas de SEO, 2002). Sin embargo durante la temporada del 2001 se ha documentado un caso de cría esporádico en una localidad de la provincia de Almería en el que se contabilizaron al menos 4 pp. reproductoras (De Juana, 2002). Se desconoce la evolución de estas aves en la zona.

ECOLOGÍA

Nunca ha sido objeto de un estudio en profundidad y por consiguiente se desconocen aspectos básicos de su biología y ecología. Se trata de un elemento típico de los espacios abiertos semidesérticos, y muestra una alta preferencia por los llanos pedregosos, terrosos y arenosos que presentan una escasa cobertura de matorrales de bajo porte, tales como *Salsola vermiculata*, *Suaeda vermiculata*, *Chenoleoides tomentosa*, *Atriplex glauca*, *Frankenia laevis* y *Launaea arborescens*. Por el contrario, muestra poca predilección por los terrenos rocosos y las zonas de arena móvil. También frecuenta áreas de cultivos abandonados, incluso aquellas muy próximas a núcleos urbanos. Es bastante gregaria y suele observarse en pequeños grupos integrados por 2 a 9 individuos, aunque hay citas de hasta 40 aves juntas (Bannerman, 1963). A pesar de que existen pocos datos disponibles al respecto, se alimenta de invertebrados, principalmente de insectos y sus larvas (Bannerman,

1963) así como de pequeños lagartos (Shirt, 1983). Se suelen encontrar nidos con huevos desde febrero hasta abril (Martín & Lorenzo, 2001) aunque en los años en que se registran abundantes y tempranas lluvias de otoño, puede adelantarse hasta enero. La puesta consta de dos huevos depositados en una simple depresión en el suelo, sin ningún revestimiento (Bannerman, 1963). Se carece por completo de datos referentes al éxito reproductor. Aunque se ha considerado que la población canaria es residente y sedentaria (Bannerman, 1963), en Lanzarote se ha mencionado la existencia de dos subpoblaciones, una residente y otra migratoria (Concepción, 2000b). De acuerdo con Martín & Lorenzo (2001), sus movimientos son poco conocidos y no descartan la llegada de divagantes.

AMENAZAS

Destrucción y fragmentación del hábitat. (1) Existe consenso generalizado sobre que éste es el principal factor de amenaza. Tanto Lanzarote como Fuerteventura han experimentado un crecimiento turístico desmesurado, lo que ha traído consigo la total destrucción de muchas áreas de hábitat potencial. Otras zonas están destinadas a desaparecer en un futuro muy próximo. Al mismo tiempo que se han ido desarrollando los centros turísticos, se ha tenido que ampliar notablemente la red viaria, así como construir una serie de infraestructuras básicas, todo lo cual ha fragmentado su hábitat.

Molestias por circulación de vehículos y trasiego de gente. (1) La necesidad de ofertar actividades de ocio a los turistas, y dadas las características fisiográficas de ambas islas, ha propiciado actividades al aire libre que incluyen importantes afecciones a las áreas ocupadas por el Corredor Sahariano. Entre ellas cabe destacar el alquiler de vehículos todo-terreno, los cuales recorren de forma incontrolada los llanos, siendo especialmente impactantes en la época de cría. También merece reseñarse que las poblaciones que habitan las proximidades de los principales centros turísticos, como los de Corralejo y Costa Calma en Fuerteventura y el de Playa Blanca en Lanzarote, sufren las molestias derivadas del trasiego de turistas caminando a pie. El impacto de este tipo de actividades ha alcanzado un nivel alarmante en el Jable de Matas Blancas (Jandía).

Otros factores. (4) Hay otros factores de amenaza que podrían estar incidiendo de forma negativa sobre el Corredor Sahariano, pero que no pueden ser evaluados por falta de información. Entre ellos se encuentra la depredación, tanto por vertebrados autóctonos como introducidos, así como el impacto del pastoreo, el abandono de los cultivos tradicionales, la realización de maniobras militares, la caza ilegal, la colecta de huevos y las colisiones con tendidos eléctricos. También los cambios climáticos que están dando lugar a un proceso gradual de desertificación de las islas orientales.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Se ha redactado un Plan de Acción por BirdLife (González, 1999). A pesar de que una amplia representación del hábitat potencial del Corredor Sahariano ha sido incluida dentro de los límites de un total de diez IBA (4 en Lanzarote y 6 en Fuerteventura) (Viada, 1998), el porcentaje del mismo dentro de los límites de ENP y ZEPA es muy insuficiente.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaborar y publicar su respectivo Plan de Conservación del Hábitat así como el cumplimiento de sus directrices (1).
- Designar nuevas ZEPA y ENP y ampliar algunos ya existentes, así como aprobar y poner en marcha sus instrumentos de planeamiento y gestión (1).
- Restringir y controlar el tránsito de personas y vehículos en las áreas críticas (1).
- Censar periódicamente la población (cada 2-3 años) para poder evaluar su estado y evolución (1).
- Realizar trabajos de investigación que amplíen notablemente los conocimientos sobre su biología y ecología, éxito reproductor, alimentación, desplazamientos, delimitación de áreas críticas para la especie, etc.) (2).
- Realizar una campaña de divulgación para la protección de los hábitats esteparios (2).

Canastera Común *Glareola pratincola*

Vulnerable; VU A2ac?; C1+2b

Autores: Francisco Javier Tajuelo Zaballos, José Antonio Díaz Caballero y Manuel Máñez

La Canastera Común cuenta en España con una pequeña población mal cuantificada, pero probablemente de no más de unos pocos miles de parejas (a la luz de la información disponible, en el rango de las 3.000-5.000 parejas según los años) repartidas en dos núcleos principales que probablemente concentran 90% de la población total española: la depresión del Guadalquivir y Extremadura. Otros dos núcleos, hoy en día, de importancia muy inferior se encuentra en La Mancha húmeda y el Levante (delta del Ebro y colonias dispersas de la Comunidad Valenciana). Teniendo en cuenta las fluctuaciones que experimenta la especie y la insuficiente información disponible, no se puede confirmar que la tendencia a lo largo de la última década (años noventa) haya experimentado un declive 30% (necesario para calificar como Vulnerable para el criterio A2), sin embargo, parece razonable que la especie debe calificarse como Vulnerable si se considera que

se trata de una población pequeña (10.000 individuos maduros), que ha experimentado como mínimo un declive para el conjunto de España 10% en la última década (años noventa) y que, además, experimenta fuertes fluctuaciones según los años (criterios C1+2). Las medidas que aquí se recomiendan para revertir esta situación actual de amenaza, suponen un gran reto para lograr la adopción de medidas agroambientales especiales en los campos de labor próximos a humedales.

DISTRIBUCIÓN

Afrotropical con dos subespecies y en el suroeste del Paleártico, donde la subespecie nominal cría en las cuencas de los mares Mediterráneo, Negro y Caspio. Alcanza Asia por el este hasta Kazajistán e inverna en África (Del Hoyo *et al.*, 1996; Snow & Perrins, 1998).

España. Únicamente en la Península, con varios núcleos de cría, entre los que destaca la depresión del Guadalquivir y otros puntos de Andalucía, Extremadura, Castilla-La Mancha, Cataluña y Comunidad Valenciana.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Los datos del nuevo atlas de España (Martí & Del Moral, 2003) ofrecen una población mínima de 2.692 pp. (aunque no hay datos del 10% de las cuadrículas donde se ha citado). La población reproductora se estimó en 1989 en 3.761-3.815 pp., repartidas en los cinco núcleos antes citados (Martínez Vilalta, 1991). En la presente revisión, no se aportan datos de colonias que pudieran criar alejadas de dichas zonas húmedas (de difícil detección), ni en el entorno de los ríos, situaciones frecuentes hoy día en extensas zonas en Andalucía, Extremadura y Castilla-La Mancha (Pérez-Chiscano, 1965; datos propios). Por ello, y si se asume que esta situación se diese ya entonces, el censo nacional infravaloró la población nidificante. Las cifras disponibles (una serie relativamente completa para ciertas partes de las marismas del Guadalquivir, ver a continuación), reflejan que la especie experimenta grandes fluctuaciones interanuales, que junto a la falta de censos regionales detallados, hace muy difícil ofrecer una estima actual más precisa y establecer una tendencia clara, aunque si se tiene en cuenta la regresión que parece haber sufrido en las marismas del Guadalquivir, delta del Ebro y La Mancha (aunque no está adecuadamente documentado, las transformaciones de los humedales así lo hacen suponer).

Andalucía. Las principales poblaciones reproductoras se localizan en las marismas del Guadalquivir, con 2.300-2.580 pp. en 1999 ó 1.850 pp. en 2000 (García *et al.*, 2000). Si se consideran las cifras que se barajaban en la década de los años sesenta para toda la marisma (50.000 individuos) (Valverde, 1960), las estimas de 10.000 pp. señaladas por J. Velliard (*fide* Calvo, 1993) y 4.000-4.369 pp. citadas para 1990 (Calvo *et al.*, 1993), se puede hablar de un gran desplome de sus poblaciones. A lo largo de la década de los años ochenta, existe información dispersa e incompleta, p.e.: 1.000 pp. en 1985 (García *et al.*, 1986). Asimismo, existen datos parciales inéditos (M. Máñez) para Doñana (marismas del Parque Nacional) desde finales de la década de los ochenta: mín. 600 pp. (1988); 1.300 pp. (1990); 960-1.050 pp. (1991); 68-73 pp. (1992); mín. 50 pp. (1993). Los siguientes años, cuentan en el Parque Nacional con un seguimiento prácticamente anual, así, entre 1994-2.000, la población fluctúa considerablemente entre el centenar y dos millares de parejas (EBD-CSIC & PND-OAPN 1994-2002). Para este mismo periodo, los censos y estimas combinadas para el conjunto de las marismas (excluida la población

de la parte de las marismas de la provincia de Huelva, salvo en 1994) arrojan las siguientes cifras: 1.000 pp. (1994); c.2.500 pp. (1996); c.1.350 pp. (1997 y 1998).

Otros lugares de reproducción en esta CC.AA. son: marismas de la Bahía de Cádiz, p.e.: 160 pp. en 1989 (Martínez Vilalta, 1991) y 140 pp. en 1999 (Castro & Manrique, 2001a), marismas de Isla Cristina (véase mapa en Martí & Del Moral, 2003) y Odiel, así como una localidad aislada en la provincia de Almería que en el censo de 1989 contaba con 30 pp. (Martínez Vilalta, 1991 y mapa en Martí & Del Moral, 2003).

Extremadura. En el censo nacional de limícolas coloniales de 1989, tan sólo se detectan 465 pp.¹ (Martínez Vilalta, 1991), aunque en 1993 se estima la población en unas 2.000 pp. (Costillo *et al.*, 2000).

Castilla-La Mancha. Dos grandes núcleos concentran el 90% de la población nidificante: vegas del Záncara y Cigüela, y vegas del Guadiana, aguas abajo del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel. En Toledo, 42-50 pp. en 1997 y 52-53 pp. en 1998, y en Ciudad Real, 107-115 pp. en 1997 y 106-137 pp. en 1998. No se localizó ninguna colonia en Albacete ni Cuenca (durante censos realizados durante las temporadas de cría de 1997 y 1998), si bien en esta última provincia, había sido citada en la laguna de Manjavacas (Martínez Vilalta, 1991), aunque ya no por Carmena & Pereira (1983) (véase también mapa en Martí & Del Moral, 1993).

Cataluña. Se estima una población, en el periodo 1996-2001, de 60-80 pp. con un descenso del 20-49% en los últimos diez años (J. Estrada/ICO, *in litt.*), toda ella en el delta del Ebro, Tarragona.

Comunidad Valenciana. *Castellón:* la marjal de Almenara, donde ha fluctuado entre 4-18 pp. a lo largo de la década de los noventa (Gómez-Serrano *et al.*, 2000); Prat de Cabanes-Torreblanca, donde a lo largo de las décadas de los años ochenta y noventa se ha concentrado una buena proporción de la población de la Comunidad Valenciana (fluctuando entre 20-95 pp.) (Doltz *et al.*, 1989; Gómez-Serrano *et al.*, 2000). *Valencia:* principalmente en la albufera de Valencia, con fluctuaciones entre pocas o ninguna pareja, hasta cerca de 30 pp. a lo largo de la década de los noventa (Dies & Dies, 1992, 1994, 1997; Gómez-Serrano *et al.*, 2000); Marjal del Moro, con fuertes fluctuaciones a lo largo de la década de los ochenta y buena parte de los noventa, que en general no ha superado las 18 pp. (y un intento de reproducción de 30 pp. en 1991: M. Yuste *in litt.*; Dies & Dies, 1994) (Doltz *et al.*, 1989; Yuste, 1995; M. Yuste *in litt.*). En esta localidad, desde 1997, el número de parejas se ha incrementado oscilando entre 45-63 pp. entre 1997-2001 (M. Yuste *in litt.*; Gómez-Serrano *et al.*, 2000). Otra localidad de cría en esta provincia se ha señalado para la Devesa del Saler, donde en 1983 se registró un máximo de 37 pp., que posteriormente fue en declive, restando 6 pp. en 1989 (Doltz *et al.*, 1989). *Alicante:* salinas de Santa Pola (hasta 15 pp. en 1995, pero cifra generalmente inferior) (Dies & Dies, 1997; Gómez-Serrano *et al.*, 2000); El Hondo, donde el número de parejas reproductoras ha fluctuado entre media docena y hasta 34 pp. (1987) (Doltz *et al.*, 1989; Urios *et al.*, 1991) y con posterioridad (década de los noventa) con un número fluctuante entre 18-65 pp. (Dies & Dies, 1992, 1994, 1997; Gómez-Serrano *et al.*, 2000).

ECOLOGÍA

Suele instalar las colonias reproductoras en terrenos llanos y asociadas a masas de agua de cualquier tipo, embalses, ríos, tablas, lagunas, etc., hecho que le permite encontrar fácilmente su alimento. Por lo general los nidos están situados en zonas con poca o nada cobertura vegetal y en zonas cuyos suelos contienen una elevada salinidad lo que imposibilita el desarrollo de vegetación. Calvo *et al.*, (1993) comenta la posibilidad de la utilización de cultivos de girasol poco densos por parte de la especie. En Badajoz suele instalar las colonias en el interior de arrozales (I. Galván, com. pers.) y en cultivos de trigo en humedales del sur de Alicante. En La Mancha se ha registrado la cría (1997-1998) en barbechos (17 colonias), suelos húmedos (6), cultivos de remolacha (dos colonias, sustrato ya citado por Jiménez *et al.*, 1992), cultivo de guisantes (dos colonias) y tres colonias en plantación reciente de taray, maíz y campo de girasoles respectivamente (Calvo & Alberto, 1990; datos propios). En 1997 en La Mancha, la mayoría de parejas (129-145) se asentaron en cultivos (frente a 17-19 pp. en zonas húmedas naturales). Se alimentan de pequeños insectos que recoge del suelo y en pleno vuelo en horas crepusculares (hasta varias horas después del ocaso).

AMENAZAS

La pérdida y transformación del hábitat resulta una amenaza muy importante. En La Mancha muestra clara preferencia por las antiguas "tablas" (zonas inundables en invierno por desbordamiento de los ríos Cigüela, Záncara, Riánsares, Guadiana..., antes de su canalización), ahora transformadas en cultivos sobre suelos salinos de escasa productividad. En el suroeste de España un 97% de los cultivos en los que actualmente cría era zonas de marisma a principios del pasado siglo (Calvo *et al.*, 1993; véase más detalles en el apartado equivalente de la ficha de *Tringa totanus*). Otro problema importante son las pérdidas de nidos y pollos que produce el laboreo agrícola, citadas en Sevilla (Calvo, 1994a), Valencia (Doltz *et al.*, 1989), Tarragona (Maluquer, 1971) o Toledo (Tajuelo, 1993).

Los depredadores silvestres (jabalí, zorro...) o domésticos (perros y gatos), además del pisoteo por parte del ganado o el aumento de los niveles de agua afectan al éxito reproductor (EBD-CSIC & PND-OAPN, 1994-2002; Castro & Manrique, 2001a). Se han citado también bajas, o alto riesgo de mortalidad en determinadas colonias, por atropello, colisiones con tendidos eléctricos y vallados de espino. Además se registran gran cantidad de moles-

tías de origen humano por agricultores, pescadores de cangrejos, ornitólogos poco respetuosos, paseantes, etc.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se conoce actuación alguna por parte de la administración para su conservación.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Como punto de partida, sería necesario realizar un censo nacional de la especie (véase Doltz & Martínez, 1997 para una propuesta específica muy interesante). A continuación se exponen una serie de medidas que ya habían sido propuestas por Calvo (1994b), y a juicio de los autores, las mismas permanecen vigentes y contribuirían notablemente a mejorar la situación de conservación de la Canastera Común:

- Incentivos para los agricultores que protejan durante la época de cría las colonias existentes en sus terrenos.
- Recuperación de zonas húmedas transformadas en cultivos (p.e. "tablas") y evitar nuevas transformaciones.
- Prohibición de cultivar o transformar zonas húmedas o arar barbechos durante la temporada de cría (mayo-julio).
- Prohibición de roturar los márgenes de lagunas y otras zonas húmedas.
- Control de la cobertura y altura de la vegetación en áreas de cría.
- En las áreas de cría, mantener zonas aradas libres de vegetación para favorecer el asentamiento de las canasteras.
- Evitar, en zonas tradicionales de cría, los cultivos que no permitan su asentamiento (p.ej., cereales).
- Dejar zonas de barbecho junto a ríos y lagunas en áreas de cría.
- Adelantar y retrasar el arado de los cultivos hasta abril y después de julio.
- Conservar las zonas de alimentación (canales, ríos, lagunas...).
- Evitar el pastoreo en las colonias durante la época de cría, pero permitirlo después para controlar la vegetación.
- Evitar molestias de origen humano y el acceso de depredadores.
- Realizar campañas entre agricultores y ganaderos en las zonas de cría.
- Control por parte de la guardería de las colonias de cría para seguir su evolución.

Chorlitejo Patinegro *Charadrius alexandrinus*

Vulnerable; VU [EN B2ab(ii,iii,v)c(ii,iv)]

Autores: Jordi Figuerola, Juan A. Amat y José Antonio Díaz Caballero

La situación del Chorlitejo Patinegro como reproductor en España es bastante frágil, debido a la fuerte presión que soporta su restringido hábitat de reproducción, principalmente los ambientes dunares y playas, causada por molestias directas ocasionadas por el deambular de personas, destrucción del hábitat dunar (frecuentemente asociado al mantenimiento y limpieza de las playas con fines turísticos) y depredación. Hay que agregar las fluctuaciones del nivel hídrico y degradación de humedales (p.e. en La Mancha húmeda). Aunque no se cuenta con datos precisos para determinar la tendencia del conjunto de la población española -unos pocos miles de parejas-, y una vez disminuido un nivel el riesgo de extinción debido al potencial efecto rescate por parte de aves del litoral portugués y de regiones vecinas, se califica como Vulnerable, ya que su área de ocupación está severamente fragmentada y es inferior a 500 km², con fluctuaciones importantes (en efectivos y área de ocupación) y presenta un declive sin cuantificar.

DISTRIBUCIÓN

Su área de reproducción incluye parte de América (norte y sur), África, Asia y Europa. En Europa, su área de distribución se ha visto reducida en décadas recientes en Bélgica, Países Bajos, Dinamarca, Suecia, Hungría, Portugal, Rumania, Ucrania e islas Canarias, quizás también en Grecia y Albania (BirdLife International/EBCC, 2000).

La mayor parte de la población es migratoria, pero una pequeña proporción permanece en las zonas de nidificación durante todo el año. Los límites norteños para los invernantes están en el sur y el este de España (y en latitudes similares para otros países del Mediterráneo), más al sur, pasan el invierno en las costas de Guinea (alcanzando Camerún), Somalia, sur de Arabia, sur de Irán, India y Sri Lanka (y hacia el este hasta Japón). Un pequeño número también inverna en el interior de la zona norte del África tropical (Snow & Perrins, 1998).

España. Se distribuye principalmente por el litoral mediterráneo, litoral atlántico de Andalucía y en algunos puntos de la costa gallega, y en el interior peninsular (aproximadamente un 10% de la población; Amat, 1993). Cría en Baleares y Canarias pero falta en Ceuta y Melilla.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

El número de parejas nidificantes en Europa se ha estimado entre unas 16.000-18.000 (Meininger & Székely, 1997), aunque probablemente hay un importante margen de error (las estimas en BirdLife International/EBCC, 2000 amplían a unas 23.000-41.000 pp.). Destacan Turquía (mín. 6.000 pp.), Ucrania (mín. 4.000 pp.) y España (con poblaciones similares, ver a continuación).

España. La población española se ha estimado previamente en 5.000-6.000 pp. (Amat, 1993; Purroy, 1997), y el nuevo atlas (Martí & Del Moral, 2003) estima una población mínima de 2.565 pp., si bien se aclara que faltan datos del 12% de las cuadrículas donde se ha citado). No existe sin embargo información suficientemente detallada, como para permitir conocer con cierto grado de detalle la evolución de la población española en los últimos años. Con casi el 50% de la población reproductora, destacan las poblaciones de Doñana y del delta del Ebro. Estudios en una serie

de localidades a lo largo de su distribución en España indican una reducción en el número de localidades de nidificación.

Aragón. La población reproductora es muy escasa (resulta difícil de cuantificar, sobre todo en Gallocanta, principal núcleo de cría, donde se dispersa ampliamente) (Sampietro, 1998) y se localiza en tres localidades de cría: Gallocanta (Zaragoza/Teruel), con 2-35 pp., la Salada de Chiprana (Zaragoza) (8 pp., con variaciones anuales entre 1-19) y Sariñena (Huesca), donde se estimaban 20 pp. en 1975 y probablemente con reproducción anual hasta 1984 (tres nidos encontrados); posteriormente, no se conocen datos de reproducción debido al fuerte desarrollo de la vegetación en las orillas (Woutersen & Platteeuw, 1998; Sampietro, 1998).

Cataluña. La población reproductora se sitúa entre 1.500-1.800 pp. (J. Estrada/ICO *in litt.*), principalmente concentradas en el delta del Ebro (primera mitad de los años ochenta: más de 1.000 pp. y 1.500-1.700 pp. censadas en 1992) (Muntaner *et al.*, 1983; Oro *et al.*, 1992). En esta localidad, el número de cuadrículas ocupadas por la especie se mantiene sin variaciones importantes (comparando resultados de Muntaner *et al.*, 1983 y el nuevo atlas: Martí & Del Moral, 2003) (J. Estrada/ICO *in litt.*). El seguimiento realizado en "Niño Perdido" (delta del Ebro), una de las localidades de nidificación, indica que la población se ha mantenido estable durante el periodo 1995-99 (A. Bertolero, com. pers.).

El resto de la población de esta comunidad, se localiza en otras dos zonas de importancia para la especie: el delta del Llobregat (Barcelona) y Aiguamolls de l'Empordà (Girona). En la primera, Santaefemí *et al.* (1990), encuentran una población "estable" o "en ligero aumento" entre 78-105 pp. en el periodo de 1986-1989 (véase también Gutiérrez & Santaefemí, 1990). Sin embargo, a partir de este momento, se produjo una fuerte pérdida de efectivos (Figuerola & Cerdà, 1998), con un mínimo de 69 pp. en 1995; posteriormente, las medidas de conservación aplicadas permitieron una cierta recuperación volviendo a niveles más similares a los de la década anterior (máx. 84 pp. en 1998 y 78 en 2001) (Figuerola *et al.*, 2001).

En la otra colonia importante de Cataluña (Aiguamolls de l'Empordà), los censos realizados desde 1984 indican que la población se ha mantenido más o menos estable (20-25 pp. a finales de los ochenta: Sargatal & Del Hoyo, 1989), con una pérdida de

población durante la primera mitad de los noventa y una recuperación en la segunda mitad (Figueroa *et al.*, 1999).

Comunidad Valenciana. Aunque en 1985, A. Martínez Vilalta estima una población reproductora de unas 400 pp., el primer censo detallado se lleva a cabo en 1993, con una estima de 1.200 pp.: 344 en Castellón, más de 185 en Valencia y 760 en Alicante (Oltra & Gómez-Serrano, 1993; Oltra & Gómez-Serrano, en línea). En Alicante es numeroso en los humedales del sur, especialmente en las salinas de Santa Pola y El Hondo, con unas 500-600 pp. en los últimos años (Ramos Sánchez & Sarmiento, 1999) y unas pocas parejas en las salinas de Calpe (Campos *et al.*, 2001). Actualmente se estima para toda la comunidad una población superior a las 1.000 pp., atendiendo a las cifras anteriormente indicadas (Hortas *et al.*, 2000: estiman c.900 pp.).

En Castellón, se señala declive desde 1993, con pérdida de localidades de cría (Gómez-Serrano *et al.*, 1997). En esta provincia, en 1997, sólo se censan 284 pp. (declive superior al 17% en comparación con la población de 1993), con nuevas pérdidas de áreas de cría (Prades & Ortiz, 1998; Colla Ecologista de Castelló/FEC/CODA, en línea). En 2001, la población nidificante se estimó en 170 pp., lo que representa una reducción de c.52% respecto a la estima realizada en 1993 (Prades *et al.*, 2001).

Baleares. La población total se estima en 227-250 pp., siendo la más abundante (aunque con pocas localidades de nidificación) la de Mallorca, con una estima de 154-177 pp. (Garcías, 1995), seguida por Formentera, 60 pp. (Wijk & Jaume, 1996) e Ibiza. En Menorca la población reproductora es escasa y está localizada en las zonas costeras (preferentemente en las salinas), también varias parejas se han reproducido con éxito (1993-96) en áreas próximas al aeropuerto de Maó (Escandell Salom, 1997).

La población en Mallorca se ha mantenido estable durante los últimos diez años (P. Garcías, com. pers.). En Ibiza, las tendencias son negativas probablemente debido a la intensificación de la actividad humana en las salinas que albergan la mayor parte de la población (Palerm *et al.*, 2000).

Canarias. La población canaria mínima se situaría alrededor de las 300 pp. (Lorenzo & Emerson, 1995), aunque esta estima no incluye las parejas nidificantes en los islotes de La Graciosa (ampliamente distribuido, aunque sin cuantificar el número de parejas) y Lobos (con 16-22 pp. en 1996: Martín & Lorenzo, 2001). Antiguamente, la especie fue más abundante y ampliamente distribuida. En la actualidad, presenta una reducción de los efectivos nidificantes, especialmente acusado en las islas de Tenerife, cuya población nidificante queda restringida a una sola localidad (El Médano), con unas 7-9 pp., y Gran Canaria, con sólo cuatro localidades de cría y unas 40 pp. (Martín & Lorenzo, 2001). Fuerteventura alberga la población más importante de todo el archipiélago, con unas 162 pp. (tras la época de cría se agrupan en la costa importantes grupos, en ocasiones superando los 300 individuos), seguida de Lanzarote, con una población de c.110 pp. (Martín & Lorenzo, 2001).

Andalucía. La principal población reproductora se localiza en Doñana, con una estima poco precisa entre 550-2.000 pp. (en años secos, sólo crían unas pocas parejas) (Hortas, 2001c; García *et al.*, 2000); se desconocen las tendencias poblacionales. En Huelva criarían más de 350 pp., en las marismas del Odiel el número de reproductores asciende a 100-150 pp., pudiendo en años concretos superar esta cifra, por ejemplo 300 pp. en 1995 (Garrido, 1996); la población reproductora total (del Odiel) incluyendo su entorno (excluyendo el área de Doñana) se estima 400-500 pp.

En Fuente de Piedra (Málaga) se estiman c.100 pp. entre 1991-1993 (Amat, 1993); tras años de precipitaciones intensas y alteración de sitios de nidificación por procesos erosivos, la población nidificante en 1999 fue inferior a 50 pp. En la Bahía de Cádiz, la población ha descendido de 770 pp. en 1991 a aproximadamente 420 en 1998. En Almería se estiman hasta 300 pp. (Hortas, 2001c). En cuanto a la invernada, en la Bahía de Cádiz en 1986 había 3.796 individuos frente a 1.500 en 1998, siendo una de las localidades más importantes para la especie en la península Ibérica con casi el 42% de los efectivos invernantes (600 individuos en las marismas del Guadalquivir, hasta 500 en la zona de Huelva, y aproximadamente 150 en Almería: Hortas, 2001c).

Galicia. La población reproductora se sitúa en 66-72 pp. Se ha realizado un seguimiento en la playa de Carnota-Caldebarcos, sin que se aprecien cambios en su abundancia (21-25 pp. en 1998, 24-27 en el 2001) (I. Quintero, M. Vidal & J. Domínguez, com. pers.), pero sí un aumento respecto a las 18-21 pp. censadas en 1992 (Souza *et al.*, 1995). En el conjunto de la comunidad, se ha detectado una reducción del número de localidades de nidificación (censos de 1992 en comparación con los de 1988), pero un aumento en el número de parejas reproductoras (en parte debido a un mayor esfuerzo censal, Souza *et al.*, 1995).

Castilla-La Mancha. Los censos realizados entre 1986 y 1989, estimaron la población en no más de 100 pp. La población reproductora en 1997, con buenos niveles de agua, seguramente superó las 300 pp. (Velasco, 1999). Durante 1998 se censó en Ciudad Real entre 130 y 155 pp. En 2001 se censan en Toledo, Cuenca y Albacete entre 125 y 131 pp. Con los datos actuales no se puede precisar el número de parejas pero la población total no debe superar las 250. La población reproductora actual se estima en 130-140 pp., aunque las fluctuaciones anuales del nivel hídrico de unos años a otros, harían variar mucho el tamaño de la población reproductora (Hortas *et al.*, 2000; véase también Amat, 1993). Muy escaso en invierno, el número medio de invernantes desde 1997 es de 42 individuos (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

Castilla y León. Según Sanz-Zuasti & Velasco (1999) la población reproductora es inferior a las diez parejas, se localiza exclusivamente a orillas del embalse del Ebro en Burgos (Román, 1996), con muy pocas parejas (dos) (no observado entre 1991-94), y en Villafáfila, donde se confirmó su nidificación en 1997, se considera reproductor posible hasta el momento (Palacios Alberti & Rodríguez Alonso, 1999).

Extremadura. Se conoce la reproducción en el embalse de los Canchales (Badajoz) en 1995 (Prieta *et al.*, 2000).

Murcia. Población reproductora estimada en más de 250 pp. (Robledano, 1993).

ECOLOGÍA

Nidifica en playas arenosas, así como en áreas salobres del interior (Sampietro, 1998), con parejas en solitario o formando agregados de cierta proximidad; frecuentemente separados entre 2-5 m (Snow & Perrins, 1998). En el delta del Ebro parece seleccionar suelos arenosos con vegetación dispersa, evitando o siendo raro en zonas con cobertura vegetal alta o completamente desnudas; las máximas densidades de nidos se dan en saladares sobre suelos arenosos con vegetación arbustiva muy laxa y playas sin vegetación, donde abundan restos depositados por el oleaje o con vegetación dispersa, siendo las densidades mucho menores en márgenes

nes de salinas, islotes y arenales desnudos (Oro *et al.*, 1992; Figuerola & Cerdà, 1997). En el Delta de Llobregat, en 1989, el 79% de las parejas se situaba en la playa y el 21% restante en campos interiores a una distancia de la playa que oscila entre 750 y 2.400 m. Las mayores densidades de nidos se daban en zonas con abundancia de restos (principalmente cañas depositadas por las olas), presencia de charca litoral y escasa vegetación. En las marismas del Odiel, se da mayor densidad de nidos playa adentro (Garrido, 1996). La llegada de los chorlitejos a los lugares de reproducción ocurre entre la primera decena de marzo y principios de abril (en Canarias, las puestas pueden ir desde febrero hasta julio; Lorenzo & González, 1993a); puede realizar dos puestas, la primera en abril con extremos de la tercera decena de marzo a mediados de mayo; la segunda durante mayo y junio (para más detalles sobre la biología reproductora de la especie, véase Santaufemia *et al.*, 1990; Lorenzo, 1993a; Amat *et al.*, 1999b, 2000).

Puede presentar un cierto carácter dispersivo y capacidad de colonización de nuevas localidades de nidificación (Székely & Lessells, 1993; Stenzel *et al.*, 1994). Sin embargo las tendencias poblacionales negativas en la mayoría de su rango de distribución en Europa (Tucker & Heath, 1994), hacen improbable que las poblaciones españolas sean reforzadas sensiblemente por la inmigración de individuos procedentes de Europa o África.

AMENAZAS

Pérdida de hábitat y molestias. (1) Usos recreativos de las playas y costas, p.e., en Baleares, muchas puestas se pierden por molestias estivales (Mejías García & Amengual Ramis, 2000; en Ibiza, la tendencia negativa se atribuye a esta causa: Palerm *et al.*, 2000). Es frecuente la destrucción de las zonas de vegetación dunar, con "limpiezas" de playa, que ocasiona eliminación de la vegetación psammófila, destrucción de dunas e inclusive nidos (Blanco & González, 1992; Figuerola & Cerdà, 1998; obs. pers.). Más del 95% de las dunas de la Comunidad Valenciana están destruidas (Gómez-Serrano, en línea). También ocurre fracaso reproductor por arado de campos de cultivo.

Abandono de las explotaciones salineras (1) tradicionales en las costas.

Depredación de nidos (2-local) en el sureste de Suecia, esta amenaza es responsable de la pérdida de hasta el 90% de la puesta (Jönsson, 1994). Los depredadores más comunes son carroñeros y oportunistas como el zorro, córvidos y gaviotas (*Larus* sp.) (Jönsson, 1994; Meininger & Székely, 1997) (eje.: depredación por Gaviota Patiamarilla en Baleares: Mejías García & Amengual Ramis, 2000) o por Cernícalo Vulgar y Gaviota Argénteo en Tenerife (Lorenzo & González, 1993a). En la laguna de Fuente de Piedra las Pagazas Piconegras son un importante depredador (Fraga & Amat, 1996).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Protección y restauración de zonas de vegetación dunar (Delta del Llobregat, Castellón), limitación del acceso a las playas durante el periodo de cría (Aiguamolls de l'Empordà), reducción de la depredación por urracas mediante métodos de "imprinting" negativo (ver Avery *et al.*, 1995, Delta del Llobregat), cercado de nidos

para disminuir su riesgo de predación (ver Amat *et al.*, 1999, Fuente de Piedra). Protección municipal como "Área para la Regeneración Dunar y Nidificación del Chorlitejo Patinegro" en la playa del Serradal (Castellón) (ver Gómez-Serrano & Prades, 1997). Campañas de control de la población de *Larus cachinnans* en Baleares. Creación de espacios naturales protegidos (ENP) con incidencia sobre la especie: Parc Natural de s'Albufera de Mallorca, Parc Natural des Grau-Ill d'en Colom, Reserva Natural de ses Salines d'Eivissa i Formentera, Parc Natural de l'Albufera de Pollença en Mallorca (Mejías García & Amengual Ramis, 2000), sin mencionar numerosas zonas protegidas de la costa e interior con presencia reproductora de la especie (aunque como se puede deducir del apartado de Amenazas, la protección genérica no necesariamente se traduce en adecuada protección para las colonias).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Protección y conservación de zonas costeras con vegetación dunar (1) en playas, con restricción de acceso a zonas más sensibles durante el periodo de nidificación. Una medida muy efectiva es el acotado señalizado con prohibición de paso en época de reproducción (Blanco & González, 1992; Figuerola & Cerdà, 1998). Una propuesta específica ya realizada, se refiere a la protección del Marjal de Almenara (Castellón) y desembocadura del río Mijares, donde se ha producido una regresión de la especie (ver apartado relevante) (Colla Ecologista de Castelló/FEC/CODA, en línea). Esta medida podría además tener repercusión favorable para la Cerceta Pardilla, cuya reproducción se ha constatado en las dos últimas temporadas (V. Hernández Navarro, *in litt.*, ver texto relevante, este volumen).

Restauración de hábitats (2), principalmente de ambientes dunares con vegetación en playas arenosas (Querol Ruano *et al.*, 1993; Prades & Ortíz, 1998; Gómez-Serrano, en línea). En las lagunas manchegas, es necesario mayor esfuerzo en conservación y regeneración de humedales (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

Mantenimiento de explotaciones salineras (1) tradicionales, que ofrecen generalmente hábitat adecuado de reproducción para la especie.

Control de depredadores (3) principalmente de perros asilvestrados, que localmente pueden incidir muy negativamente en el éxito reproductor (Hortas, 2001c). El control de la depredación puede ser una medida importante para la gestión de ésta y otras especies amenazadas de larolímcolas, por lo que la medida debe en primera instancia dar prioridad a zonas donde además coinciden (o están próximas) colonias de estas especies (ver textos relevantes, este volumen, p.e.: Charrancito Común). Esta amenaza está también presente en las áreas de cría del interior peninsular (p.e., en la Mancha húmeda) (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). En Fuente de Piedra, se ha comprobado que en caso de depredación de la puesta, entre el 15-44% de las parejas efectúa puestas de reposición (Amat *et al.*, 1999a). El control de depredadores debería en todos los casos ir precedido de una valoración detallada de las causas reales de fracaso reproductor en la zona.

Seguimiento de la población reproductora (2?-3) incluidos parámetros reproductores, amenazas, etc. Debe realizarse de forma coordinada entre las distintas CC.AA. Es necesaria información sobre la tendencia de la población en los dos núcleos principales de cría (Doñana y delta del Ebro) que concentran casi el 50% de la población reproductora.

Chorlito Carambolo

Charadrius morinellus

En Peligro; EN [CR B1bc(iv); C2a(i,ii)+b; D; c.CR C1]

Autor: José Luis Copete

El Chorlito Carambolo -una vez disminuido un nivel la categoría de amenaza por un probable "efecto rescate" por parte de las poblaciones nórdicas- se encuentra en En Peligro, por hallarse su población reproductora española, en el Pirineo oriental catalán, acantonada en un sector de 100 km² (tres macizos montañosos entre Francia y España) y una población de 250 individuos maduros (entre 1-5 nidos, dependiendo de los años) en declive. No obstante, se ha de remarcar que es posible que existan reproducciones en macizos pirenaicos no suficientemente prospectados, aunque en cualquier caso seguiría tratándose de una población reducidísima. Asimismo, se desconoce hasta qué punto se trata de una población pirenaica real, con un alto grado de filopatria, o simplemente migrantes escandinavos, que, en algunos años, se estacionan en los pastos alpinos pirenaicos y se reproducen. Actualmente, en los tres últimos años (2000-2002), no se han obtenido evidencias de reproducción en los tres macizos tradicionales (dos en España y uno en Francia), con observaciones de ejemplares adultos muy dispersas y anecdóticas.

DISTRIBUCIÓN Y POBLACIÓN

Especie monotípica, de distribución eurosiberiana, ocupa las zonas subárticas y los hábitats de tundra desde Escocia en el oeste, hacia Fennoscandia, el norte de Siberia hasta la península de Chukotskiy, por el norte, con poblaciones separadas en el norte de Kazajistán y China por el este hacia el sur de Siberia y el norte de Mongolia hasta el sureste de Rusia. La población europea se estima en 36.500 pp. reproductoras, sin que se encuentre globalmente en peligro, aunque con una tendencia a la regresión. Ha nidificado irregularmente en macizos montañosos como en los Alpes, Apeninos, Cárpatos (Del Hoyo *et al.*, 1996), y más regularmente en los Pirineos (Ibanez & Dalmau 1999), y esporádicamente en otras áreas europeas, el Cáucaso y el noroeste de Alaska. Las poblaciones más próximas a las españolas se encontrarían en el Pirineo francés, donde en realidad se trataría de la misma población, restringida principalmente a tres macizos montañosos a caballo entre Francia y España.

España. Muy restringido en el Pirineo (Francia-España), tan sólo se conoce en tres macizos montañosos: Puig de Carlit en Francia, Puigpedròs en España y Puigmal, en la zona fronteriza franco-española. El conocimiento de la reproducción del Chorlito Carambolo en España es muy reciente: se comprobó por vez primera su nidificación en julio de 1994 (un nido con tres huevos, J. L. Copete & R. Mariné, obs. pers.). Anteriormente existían observaciones en época reproductora, sin que se hubiera confirmado la nidificación (p.e., en 1981, observación de un adulto y tres jóvenes en la zona de Meranges, comarca de la Cerdanya, Cataluña, muy probablemente en el macizo del Puigpedròs: Berlic, 1983). En este pico se han obtenido contactos casi regularmente (Muntaner *et al.*, 1983; Gutiérrez, 1997). El seguimiento regular del área desde 1994 ha permitido observar que la presencia de adultos en la época de reproducción es fluctuante, en relación a la cantidad de nieve acumulada cada año. Por otro lado, el área más regular donde se ha podido encontrar la especie en el lado español, es en la cara norte del pla de Gorra-blanc (Francia-España), y los rasos alpinos cercanos, en el macizo del Puigmal. Fue allí donde se descubrió la nidificación de la especie en 1982 (Lescourret & Génard, 1982) y donde después se han encontrado más casos de nidificación conocidos (Dalmau & Colas, 1996; Ibanez & Dalmau, 1999, E. Roy com. pers.; obs. pers.), especialmente desde la

década de los noventa. Existen asimismo indicios de reproducción en otras áreas pirenaicas (entre Costabona y Vallter, o Andorra) sin que se hayan obtenido evidencias totalmente seguras. Se ha de remarcar, sin embargo, que en el área de Puigmal las evidencias de nidificación se han obtenido mayoritariamente en el lado francés de la frontera, aunque las aves se pueden observar a ambos lados de la misma, ya que se encuentran justo en la demarcación fronteriza.

ECOLOGÍA

No existen estudios detallados sobre la ecología de la especie durante la reproducción en el Pirineo español. En los tres macizos pirenaicos donde se ha encontrado reproduciéndose la especie parece seleccionar, a diversas altitudes, aunque siempre por encima de 2.400 m. de altitud, la presencia de rasos y zonas abiertas de vertiente muy plana, con un recubrimiento vegetal muy débil o ausente, muy similar a las zonas que elige en Noruega o Laponia (Kalas & Byrkjedal, 1984; Väisänen *et al.*, 1998). En el área de Puigmal las zonas donde más contactos se han obtenido coinciden con áreas de raso alpino, de cobertura vegetal muy dispersa, con hierba rasa y áreas desiertas de la misma. El recubrimiento vegetal en este área puede variar entre un 20-90% en las zonas que frecuentan (Carlino *et al.*, 1984; Ibanez, 1995). La vegetación está formada por pastos de *Festuca* sp. y *Trifolium alpinum* (Carlino *et al.*, 1984), y en Andorra, donde se han obtenido registros de posible reproducción, por *Silene acaulis* y diferentes especies de *Saxifraga* y *Arenaria* (Crozier & Argelich, 1993).

Un dato obtenido muy recientemente indica algún tipo de filopatria en la población pirenaica: un pollo anillado en pla de Gorra-blanc en junio de 1997 fue recuperado, a través de la lectura de la anilla, como macho incubando un nido con tres huevos en la misma área en julio de 1999, criando con éxito uno de los pollos. El sistema de apareamiento de esta especie incluye la poliandria sucesiva, esto es, una hembra se empareja con un macho, que se queda incubando los huevos, e inicia un nuevo caso de reproducción con un segundo macho (Kalas & Byrkjedal 1984; Snow & Perrins 1998) por lo que no es posible hablar de parejas, si no más bien de casos de nidificación, o de nidos.

Las poblaciones escandinavas y escocesas deben sobrevolar la Península en sus migraciones (especialmente las postnupciales). La direccionalidad de las recuperaciones desde esas áreas hasta Marruecos así lo indican, aunque se hayan obtenido muy pocas recuperaciones (Whitfield *et al.*, 1996).

AMENAZAS

Las actividades derivadas del turismo invernal (i.e. estaciones de esquí y actividades asociadas) no representan un peligro potencial, ya que la especie está en las áreas solamente durante el verano, cuando estas estaciones se encuentran cerradas. Las principales amenazas son las derivadas de la excesiva presión turística estival, cuando las áreas donde nidifica se ven invadidas por excursionistas e incluso por actividades deportivas muy perjudiciales (motociclismo, bicicleta de montaña) para

la tranquilidad de una especie sensible a molestias de este tipo (los perros que acompañan a algunos excursionistas suponen un grave problema).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Limitación del excursionismo en dos de las zonas incluidas dentro del territorio español (Puigpedròs, y área de pla de Gorrablanc en el macizo del Puigmal), entre los meses de mayo y agosto. Ambas zonas son muy frecuentadas, especialmente la primera.
- Prohibición de llevar perros sueltos en las áreas alpinas de presencia reproductora probada y en las de presencia posible (restricciones en mismo periodo arriba indicado).
- Prohibición del tránsito de vehículos por las zonas alpinas mencionadas.

Agachadiza Común *Gallinago gallinago*

En Peligro; EN D

Autores: Rafael Salvadores, Francisco Arcos y Francisco Hortas Rodríguez-Pascual.

La Agachadiza Común cuenta con una exigua población en España (probablemente marginal) que no supera las 50-75 parejas reproductoras, separadas en dos núcleos principales, uno en el sur de la provincia de Ourense y otro, muy poco conocido, en las umbrías de las sierras de Ávila. En ambos sectores ocupa prados y otros herbazales húmedos en media o alta montaña. La transformación del hábitat (principalmente desecación de humedales en la comarca de A Limia, Ourense) es la causa de la desaparición del núcleo reproductor más importante conocido en España. Teniendo en cuenta lo reducido de la población española, que la especie se encuentra en declive en la mayor parte de Europa (también en las regiones vecinas de Portugal y Francia) y desconociéndose su potencial colonizador, parece adecuado mantener la categoría de En Peligro (sin disminución de un nivel por "efecto rescate"), aunque no se descarta que una mejor prospección en el Sistema Central pudiera albergar una población mayor a la actualmente conocida.

DISTRIBUCIÓN

Limícola de distribución holártica, con tres subespecies reconocidas. La forma nominal ocupa principalmente el norte y el centro de Eurasia, situándose las poblaciones ibéricas en el límite de distribución meridional del Paleártico occidental (Del Hoyo *et al.*, 1996).

España. Desaparecida de la comarca de A Limia (Ourense) a finales del siglo XX, los únicos núcleos de reproducción estable conocidos en la actualidad se encuentran en dos pequeñas localidades del sur de Ourense y en varios puntos del Sistema Central (principalmente en Ávila). Podría reproducirse o intentarlo de forma esporádica en varios humedales más del centro y norte de España, aunque probablemente los datos recogidos se correspondan en la mayor parte de los casos a aves en paso.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población europea nidificante de la subespecie nominal, excluyendo Rusia (con 1.000.000-10.000.000 pp.), se estima en 800.000-1.000.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000), de

las que 200 nidifican en Francia (Grisser & Rocamora, 1999), constituyendo las poblaciones más cercanas a las ibéricas. Dentro de éstas, la población portuguesa (restringida al norte del país: Tras-os-Montes) presenta continuidad con los efectivos del sur de Ourense (ver a continuación) y no debe superar las 10 pp. (M. Pimenta, *in litt.*). Los efectivos europeos han disminuido significativamente a lo largo del siglo XIX, debido principalmente a la pérdida de hábitat de nidificación por el drenaje y degradación de zonas húmedas (Davidson *et al.*, en prensa). En los últimos años se han citado disminuciones importantes en Gran Bretaña y Holanda y algo menores en Suecia, Alemania, Polonia e Irlanda (Beintema & Saari, 1997; Snow & Perrins, 1998; BirdLife International/EBCC, 2000). En la actualidad no se conoce ningún país de Europa en el que la Agachadiza Común haya incrementado sus efectivos reproductores (Davidson *et al.*, en prensa).

España. Su estatus reproductor sólo se conoce desde los años setenta, existiendo escasos datos para puntos de Ourense y Ávila, en localidades donde el conocimiento popular de la especie sugiere la nidificación tradicional de la misma. Desde entonces, los datos que cuantifican los efectivos reproductores han sido incompletos y poco precisos, debido en parte a las dificultades que entraña el censo de la especie. De la limitada información existen-

te se podría intuir, de forma tentativa, una posible estabilidad en el tamaño de la población desde inicios de los noventa, cuando se consumió la desaparición del núcleo reproductor de A Limia (Ourense), probablemente de gran importancia en el contexto ibérico. En la actualidad, los efectivos reproductores se pueden estimar entre 50-75 pp., repartidas en los núcleos, de similar tamaño, de Ourense y Ávila (Domínguez *et al.*, 1995; Hortas *et al.*, 2000; Sanz-Zuasti & Velasco, 1999).

Ourense. Los escasos datos disponibles sugieren que la Agachadiza Común nidificaba de forma dispersa y tal vez con fluctuaciones anuales en varios humedales de la mitad sur de la provincia hasta las décadas de 1960-80 (Villarino, 1971, 1972). El núcleo de mayor importancia se localizaba en la comarca de A Limia, donde la elevada disponibilidad de hábitat y el amplio conocimiento popular de la especie sugieren una considerable población nidificante antes del inicio de la desecación de los humedales existentes, entre ellos la laguna de Antela, a inicios de la década de 1960 (Martínez, 1997). Todavía en la década de 1980 se estimó una población fluctuante entre 10-50 pp. en A Limia (Domínguez *et al.*, 1987), con 20-30 en el año 1989 (Bárcena, 1989), mientras que a partir de principios de los años noventa se considera extinta en dicha localidad (Mouriño, 1994). Actualmente sólo parece reproducirse en dos localidades cercanas y reducidas en la cuenca alta del río Limia, en el extremo sur de Ourense, existiendo indicios esporádicos de cría posible al menos en otro punto de la provincia. En las dos localidades arriba citadas, existen estimas de 10-30 pp. entre el año 1994 y la actualidad (Domínguez *et al.*, 1995; Domínguez, 2001), con repetidos indicios de reproducción en varias temporadas de cría, incluido el año 2002 (M. Lorenzo, com. pers.; J. M. M. Mariño, com. pers.; datos propios), intuyéndose que la población podría permanecer estable, si bien no existen censos precisos que lo corroboren. Este núcleo presenta continuidad con los efectivos portugueses de Tras-os-Montes, conocidos desde principios del siglo XX (Santos Jr., 1979), con estimas de 100-150 pp. entre los años 1984 y 1986 (Rufino & Neves, 1991), 50-100 en 1989 (BirdLife International/EBCC, 2000), y no más de 10 pp. en la actualidad (M. Pimenta, *in litt.*).

Sistema Central. La nidificación de la especie en este macizo montañoso se conoce desde 1976 (Castellanos, 1977), con datos de reproducción confirmada en una localidad de la sierra de la Paramera (Ávila), en la vertiente norte de la sierra de Gredos. Desde entonces se han repetido indicios más o menos seguros de reproducción en la misma localidad (San Segundo, 1990) u otras próximas (Sánchez, 1987; Prieto, 1989; J. J. Ramos Encalado, *in litt.*), que demarcarían el núcleo más importante de cría en este sector. Otros datos de cría en el Sistema Central incluyen: una localidad de relevancia en la umbría de la sierra de Ávila, donde, entre 1999 y 2002, se ha localizado un máximo de cinco territorios distintos en una misma cuadrícula de 10 × 10 km (máximo en la temporada de 1999: tres territorios), aunque el hábitat adecuado (sin suficiente prospección) en las cercanías de esta localidad, muy probablemente alberga otros territorios de la especie (J. F. Fernández Baltanás, com. pers.); y otros puntos de cría más o menos segura y/o regular en las sierras de Béjar, Salamanca (Gómez, 1999) o Guadarrama en Madrid (L. Díaz, *in litt.*). Las estimas realizadas sitúan la población en menos de 35 (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999) ó 37-38 pp. (Hortas *et al.*, 2000).

Otras localidades. Desde la década de 1970 se han citado posibles casos de reproducción en numerosos puntos de la Península (Purroy & Sánchez, 1997a), si bien muy pocos de ellos parecen presentar regularidad. En Asturias pudo nidificar antes de

1975, pero desde 1980 no existe ningún indicio de cría (Álvarez-Balbuena *et al.*, 2000). En el País Vasco se han documentado con anterioridad casos de nidificación probable (Álvarez *et al.*, 1984), y también recientemente y de forma repetida en los humedales de Salburua (Vitoria-Gasteiz; L. Lobo, *in litt.*), que se encuentran en proceso de restauración, o esporádicamente, en la ría de Butroce (Plentzia, Bizkaia; X. Buenetxea *in litt.*). Existen otros indicios recientes de cría más o menos consistentes en La Rioja (Zuberogoitia/E. M. Icarus, 1997), León, Lugo, Salamanca, Valladolid o Zamora (sierra Segundera, X. Piñeiro *in litt.*). En la mayoría de estos casos las fechas de observación y/o la ausencia de comportamientos de celo y/o la escasa entidad de las localidades involucradas no permiten atribuirlos con seguridad a intentos de nidificación, si bien es manifiesta la dificultad de confirmar la reproducción de la especie.

Los medios montañosos donde se reproduce la Agachadiza Común en España reducen el riesgo de urbanización o contaminación de los humedales que ocupa, amenazas habituales en estos ecosistemas; sin embargo, los cambios en las prácticas agro-ganaderas, tanto a través del abandono como por la intensificación de la actividad, pueden comprometer su supervivencia a medio plazo. La restauración de humedales como Salburua en Álava, actualmente en marcha, o A Limia en Ourense, sin abordar, puede ser un factor de gran importancia para garantizar la conservación de la población.

ECOLOGÍA

La Agachadiza Común nidifica en humedales abiertos con vegetación baja y densa o herbácea, en los que juega un papel primordial el acceso permanente a suelos húmedos ricos en materia orgánica (Green, 1988). Aquellos incluyen herbazales higrófilos o meso-higrófilos, pastoreados por ganado o sometidos a siega, y también medios estructuralmente más complejos como matorrales húmedos, turberas y juncuales. Se considera una especie exigente en cuanto a las características del sustrato, muy sensible al drenaje o alteración del régimen hídrico de sus lugares de cría (Smith, 1983). Mientras que en Francia y latitudes más septentrionales utiliza también localidades costeras con influencia mareal, en la península Ibérica únicamente se tiene constancia de su reproducción en humedales continentales.

Todas las localidades de reproducción conocida en España se encuentran en la media o alta montaña, en torno a lo 850 m s.n.m. en el sur de Ourense y 1.100-1.600 en el Sistema Central abulense. Las localidades de Ourense son *brañas* de reducidas dimensiones (70-200 ha) ligadas a pequeños cursos fluviales, caracterizadas por la presencia de extensiones higróturbosas, brezales húmedos y prados encharcados, sometidas tradicionalmente a pastoreo extensivo de ganado vacuno (Domínguez *et al.*, 1995). En el Sistema Central (sierras de Gredos y de Ávila) los medios utilizados son prados y juncuales húmedos, existiendo también uso ganadero en los mismos (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). En la umbría de la sierra de Ávila, los territorios se localizan en prados encharcados (o con cierto grado de humedad) y frecuentemente separados por lindes de matorral y/o muros de piedra, intercalados por afloramientos graníticos rocosos (en laderas de montaña) de paramera (también formando vaguadas en fondos de valle); el paisaje colindante con los prados se compone de piornales, dehesas de melojar (*Quercus pyrenaica*) y sotos (J. F. Fernández Baltanás, *in litt.*).

En la época de celo los machos y ocasionalmente las hembras de la especie realizan llamativos vuelos nupciales, al menos hasta el nacimiento de los pollos (Cramp & Simmons, 1980). Los escasos datos existentes para el núcleo ourensano-portugués sugieren puestas principalmente entre junio y julio (Santos Jr., 1979; M. Lorenzo, com. pers.), mientras que en el Sistema Central se han citado puestas completas e incluso pollos desde finales de mayo (Castellanos, 1977; San Segundo, 1990).

La población invernante en Iberia es numerosa pero de magnitud y tendencias desconocidas (Díaz *et al.*, 1996); es más abundante en las costas cantábricas y atlánticas, con aves de origen mayoritariamente escandinavo y centroeuropeo (Asensio & Carrascal, 1987) que abandonan la Península en abril, mes en el que se han observado comportamientos de celo en localidades poco adecuadas para la reproducción (datos propios). Se desconoce el comportamiento migratorio de la población reproductora en España y apenas existen datos acerca de la ocupación invernal de las localidades de cría.

AMENAZAS

Alteración y destrucción del hábitat de cría. (4) a) El drenaje de humedales y su transformación en pastizales o cultivos (1), ha afectado parcialmente a los núcleos del sur de Ourense y Ávila en tiempos recientes (San Segundo, 1990; Arcos *et al.*, 1995) y ha supuesto la desaparición del núcleo de cría de A Limia (el más importante en la península Ibérica), a principios de la década de 1990; b) la forestación de los enclaves de cría o sus márgenes (2) es un riesgo cierto, al menos en las localidades ourensanas, donde también se registran incendios reiterados en parte de los matorrales y herbazales presentes y se practica la caza de la especie en época invernal (importancia 2); c) el abandono del pastoreo extensivo en los herbazales húmedos actualmente ocupados por la especie en Ourense y el Sistema Central podría implicar alteraciones del hábitat de nidificación, al desarrollarse en exceso la vege-

tación e impedir el acceso al sustrato, lo que se ha relacionado con descensos locales de la especie en Francia y Finlandia (Beintema & Saari, 1997; Grisser & Rocamora, 1999).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

- Caracterización básica de las localidades ourensanas de la cuenca del río Limia, análisis de medidas de gestión y estima de la población en 1994 (Domínguez, 1994).
- Inicio de trámites para la inclusión de parte de las localidades ourensanas de la cuenca del Limia en el Parque Natural Baixa Limia-Serra do Xurés (2001).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Protección legal y efectiva de todos los humedales donde se reproduce la especie, impidiendo o limitando actuaciones que alteren el hábitat (apertura de viales, drenajes, incendios para generar pastos, reforestaciones o intensificación agrícola en general (1).

Recuperación de hábitat, en particular humedales en la comarca de A Limia (Ourense), donde se han perdido hábitats críticos para la especie (2).

Seguimiento y evaluación de las poblaciones reproductoras del Sistema Central y seguimiento de los efectivos en Ourense (2).

Investigación aplicada. a) Caracterización detallada de las localidades de cría, con investigaciones dirigidas a definir el papel de las prácticas agro-ganaderas tradicionales en la existencia y conservación de las mismas (2); b) seguimiento de los efectivos presentes en las localidades de cría a lo largo del ciclo anual (3).

Prohibición cautelar de la caza de la especie en los lugares conocidos de cría, hasta tanto se pueda estudiar con detalle los efectos de esta actividad sobre los efectivos nidificantes (3).

Divulgación a nivel local, poniendo en valor los hábitats de los que depende la especie y su problemática de conservación (3).

Aguja Colinegra *Limosa limosa*

Vulnerable; VU [CR D]

Autor: Francisco Hortas Rodríguez-Pascual

La población reproductora española de Agujas Colinegras se puede considerar esporádica y marginal y se cifra en torno a las diez parejas. El efecto rescate de momento estaría asegurado, por lo que una vez disminuido dos niveles la categoría de amenaza se califica como vulnerable. No obstante, la disminución de la población invernante parece responder a la tendencia observada a nivel europeo y que es debida principalmente a la intensificación de la agricultura, con decrementos de hasta un 85% en lugares como Rusia y Holanda, incluyendo la zona más importante de este último país.

DISTRIBUCIÓN

La población reproductora se extiende por Europa y Asia (Tomialojc 1994), aunque cerca de las dos terceras partes de la población mundial de la especie se encuentran en Europa (Rose &

Scott 1994) estimándose entre 80.500 y 119.000 pp. (Torup, en prensa).

Se reconocen cuatro poblaciones: tres grupos de la subespecie *limosa* y uno de la *islandica*. Una de las poblaciones de la subespecie nominal se reproduce en Europa hasta aproximadamente

los 20 °E e inverna en el suroeste de Europa (Portugal y España (Díaz *et al.*, 1996; Hortas 1997), aunque mayoritariamente lo hace en el nor-oeste y oeste de África desde la zona costera de Marruecos, Senegal y Guinea-Bissau e interior hacia el este en las zonas de inundación del Níger en Mali. La otra población que nos concierne se refiere a la *Limosa l. islandica* que cría casi exclusivamente en Islandia e inverna en el Reino Unido, Irlanda, Francia, Portugal, España y Marruecos. Hacia la parte sur del rango de invernada de esta subespecie solapa con la población del oeste de *Limosa l. limosa* (Davidson *et al.*, en prensa).

España. Reproductor esporádico en Castilla-La Mancha, Castilla y León y Galicia aunque también ha criado en Cataluña y recientemente en Extremadura.

Como invernante esta presente tanto en zonas húmedas costeras como en el interior. No obstante es en Andalucía oeste donde se concentran en mayor número, destacando las marismas del Guadalquivir, marismas del Odiel y Bahía de Cádiz. En el Mediterráneo es el delta del Ebro la localidad más importante (Velasco y Alberto 1993).

En España durante la época de cría y la invernada se observa preferentemente la subespecie nominal y la *islandica* durante los pasos migratorios (Díaz *et al.*, 1996). Del total estimado un 85% se correspondería con la subespecie *limosa* aproximadamente y un 15% con la *islandica* (R. Rufino en Davidson *et al.*, en prensa).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población nidificante es más bien esporádica. La referencia más antigua se refiere a un intento de cría en la Isla de Buda en el delta del Ebro en el año 1961 (Maluquer & Pons 1961). Posteriormente ha criado en 1981 en La Limia (Ourense) (Bárcena & Domínguez, 1995a, Domínguez *et al.*, 1987). Datos más recientes de cría se han producido en 1991 en la Laguna de La Nava de Fuentes en Palencia (Jubete *et al.*, 1990), y en 1993 en la laguna de Miguel Esteban en Toledo (Velasco 1995). También parece haber criado en la Laguna de la Nava en Peñaflores de Hornija en Valladolid en 1997 (A. Onrubia, com. pers.). Otras zonas donde se ha constatado la reproducción son: Zamora en 2001 (M. A. Garcías Matellanes, J. M. Pérez de Ana & L. F. Cuesta, com. pers.; Martí & Del Moral, 2003) y Almería, la localidad más al sur, en 1999 (J. Manrique & F. Fernández Gómez, com. pers.; Martí & del Moral, 2003). Otros individuos con conducta reproductora se han observado en Valencia en 1995 (J. Colás, com. pers.; Martí & del Moral, 2003), Lérida en 1997, y Logroño en 2001 (I. Gámez com. pers.; Martí & del Moral, 2003).

La población reproductora española se ha cifrado en unas cuatro parejas (Hortas *et al.*, 2000), aunque las observaciones posteriores a esta estima podrían indicar que se encuentran en torno a las diez parejas.

Las localidades más importantes para la especie durante la invernada son: Doñana, Veta la Palma, marismas del Odiel y Bahía de Cádiz. En esta última localidad se ha observado un descenso continuado desde 1991 (Hortas, 1997), pasando de 4250 individuos en 1996 a unos 1700 en 2002 (GEAM 1996, 2002). A nivel nacional es Andalucía oeste donde se aglutina el mayor número de invernantes con unos 18.000 individuos de media (Hortas 2001a). En Doñana y Veta la Palma se concentran enormes bandos con totales que pueden superar la población invernante de Andalucía oeste (García *et al.*, 2000). Los datos recopilados por SEO/BirdLife a nivel nacional indican una tendencia a la baja en

zonas importantes de interior para la especie como las Tablas de Daimiel.

En Cataluña de 3500 a 4600 individuos para el periodo 1996-2001, aunque se desconoce la tendencia de la población. En el delta del Ebro (4120 invernantes en 2002; F. Vidal, com. pers.) la especie fluctúa, al igual que en las salinas de Santa Pola, aunque ha disminuido desde finales de los ochenta.

En Canarias se ha observado una aparente disminución de los efectivos, que eran más numerosos hace unas décadas (Martín & Lorenzo 2001).

ECOLOGÍA

Nidifica en praderas húmedas con vegetación de escasa altura (unos 10 cm) y niveles de agua inferiores a 10-20 cm. y en bordes de lagunas, zonas inundables y praderas aluviales. Los pollos suelen alimentarse de invertebrados acuáticos, terrestres o voladores (Gelinaud *et al.*, 2001).

En la Laguna de la Nava nidifica en zonas marginales del humedal con una densa cobertura de vegetación herbácea: *Polygonon monspeliensis*, *Hordeum histrix*, *Hordeum murinum*, *Carex divisa* y *Juncus gerardi* (Jubete 1997).

La puesta de la especie se produce a finales de abril y se ha observado comportamiento territorial y jóvenes en junio y mediados de junio respectivamente (Jubete 1997).

AMENAZAS

Cambios en el hábitat: drenaje de zonas húmedas (1) e intensificación de prácticas agrícolas (1). En general en Europa, el abandono de praderas húmedas y la intensificación de la agricultura han provocado una reducción del hábitat (Thorup, en prensa; Beintema & Melter, 1997). Respecto a los invernantes, ha afectado de modo negativo la transformación de salinas en cultivos marinos y la transformación de zonas intermareales en parques de cultivos de bivalvos y en playas artificiales, así como la perturbación humana continua y la caza (Hortas 2001a).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se conocen actuaciones concretas sobre la especie, sólo las derivadas de las zonas que actualmente se encuentran protegidas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Protección de zonas de reproducción, invernada y pasos migratorios (3).
- Mantenimiento de agricultura extensiva (2).
- Restauración de zonas inundables (2).
- Regulación de la carga ganadera en las zonas de cría (1) de 1,2 a 1,5/ha para limitar el riesgo de pisoteo de los nidos (Gelinaud *et al.*, 2001).
- Conservación y regeneración de hábitats supramareales.
- Evitar la proliferación de la acuicultura semintensiva.
- Control de la caza.
- Protección de todas las zonas de invernada y pasos migratorios (Hortas 2001).

Zarapito Real *Numenius arquata*

En Peligro; EN [CR B1ac(ii,iii,iv)+2ac(ii,iii,iv); D]

Autores: Gustavo Martínez Lamas, Xabier Vázquez Pumariño, Jorge Mouriño y Luis José Salaverri

España cuenta con una población muy marginal reproductora de Zarapitos Reales, con un pequeño núcleo reproductor (5 parejas) detectado desde 1985 nidificando en pastizales y brezales-tojales húmedos de la comarca de A Terra Cha (Lugo), donde posiblemente viniese criando desde años atrás. Además de este lugar, la especie nidificó en algunas otras localidades de Galicia y Asturias antes de 1985, lo que demuestra cierta capacidad colonizadora. Las localidades de cría conocidas no están protegidas y son muy vulnerables. La población española -una vez disminuido un nivel la categoría de amenaza, por el probable "efecto rescate" de las poblaciones del norte de Europa- se califica En Peligro.

DISTRIBUCIÓN

El Zarapito Real tiene una distribución paleártica apareciendo en zonas climáticas templadas y boreales de Europa y Asia en altitudes inferiores a los 600 msnm (Berdnorz & Grant, 1997). Especie polítipica con dos subespecies reconocidas: *N. a. arquata* que se distribuye a través de Europa hasta el río Volga y los Urales, alcanzando el Círculo Polar Ártico; y *N. a. orientalis*, que se distribuye desde el río Volga y los Urales hasta el centro de la región de Manchuria (Del Hoyo *et al.*, 1996).

La población nidificante europea se estima en 130.000-270.000 pp. (1985-1998), mayoritariamente en Rusia, Escandinavia y las islas Británicas (BirdLife International/EBCC, 2000). La mayoría de las poblaciones nidificantes han disminuido en Europa, excepto en Finlandia y Gran Bretaña (Del Hoyo *et al.*, 1996; Lebedeva, 1998; Samigullin, 1998).

España. Los datos de reproducción son muy irregulares y localizados, teniendo carácter marginal en nuestro territorio (véase, p.e. el mapa en Snow & Perrins, 1998). Existe una referencia de cría posible en las marismas del Guadalquivir en 1963 (Bernis, 1966a). Se ha confirmado la cría en Asturias en los años setenta (Noval, 2000b; Noval & Cortés, 2000) y también en los ochenta en Galicia (Domínguez *et al.*, 1987; Bárcena & Domínguez, 1995b).

Actualmente sólo se reproduce en la comarca de A Terra Cha, Lugo (Martínez Lamas & Salaverri, 1994; Martínez Lamas, 1995, 1996, 1997, 2002; Salaverri, 1998; Martínez Lamas *et al.*, 2000; G. Martínez Lamas, L. J. Salaverri & X. Vázquez Pumariño, datos inéditos). Tan sólo ocupa tres cuadrículas UTM de 10 x 10 km. El tamaño de los territorios, en su conjunto, no sobrepasa los 10 km².

POBLACIÓN Y TENDENCIA

El Zarapito Real se encuentra en retroceso, fluctuando, o estable en buena parte de Europa, aunque las mayores poblaciones reproductoras de Finlandia (40.000 pp.) y Reino Unido (38.000 pp.) se encuentran en aparente estabilidad. En conjunto, el 34% de la población europea se encuentra en países donde se ha detectado declive, mientras que el 59% permanece estable (cálculos derivados de: Tucker & Heath, 1994; Lebedeva, 1998; BirdLife International/EBCC, 2000). Francia cuenta con una población

reproductora estable de unas 2.000 pp., no así los números de aves invernantes que parecen encontrarse en declive moderado (Salvi, 1999; BirdLife International/EBCC, 2000).

La población española puede considerarse marginal (resulta despreciable en comparación con el resto de la población europea: véase BirdLife International/EBCC, 2000), sin indicios claros de que en el pasado haya sido una especie con una población mucho mayor a la actual. Más allá de la cita anecdótica de las marismas del Guadalquivir, los datos de reproducción confirmada en los años setenta en Asturias son de la ría de la Villa, con numerosas puestas anuales, casi siempre malograda por depredación humana (Noval, 2000b), y una o dos parejas en el monte Cubera, desde el año 1971 hasta el 1977 (Noval & Cortés, 2000). También una pareja en la ría del Eo (entre Lugo y Asturias) con alguna puesta recogida (Noval, 2000b). Además, en Galicia, 1-2 pp. probables en la comarca de A Terra Cha en 1976 y 1977 (F. Gómez de la Torre, com. pers.; Domínguez *et al.*, 1987).

En los años ochenta, se confirmó la cría en dos lugares de Galicia. En 1983 cinco parejas nidificaron en la comarca de A Limia, Ourense (Domínguez *et al.*, 1987), y otras dos parejas posibles en 1989 (Bárcena, 1989). En 1988 una pareja crió en la isla de Arousa, Pontevedra (Bárcena & Domínguez, 1995b). Además, se conoce al menos una pareja posible en el norte de la provincia de Lugo en una zona cercana a la costa (Domínguez *et al.*, 1987), y otra posible en A Terra Cha, en los años 1985, 1987, 1988 y 1989 (X. Vázquez Pumariño, datos inéditos). En Asturias también se citó en 1989 una posible pareja en Santolaya, Gozón (García Sánchez, 2000).

Actualmente sólo se reproduce en Galicia en la comarca de A Terra Cha. Desde el año 1985 hasta el 2002 se observan parejas aquerenciadas en nueve territorios diferentes, con un máximo de cuatro parejas en 1999 y confirmándose ese año la cría de tres de ellas. Además aparecen individuos solitarios. En el año 2002, el número de parejas ha sido de tres, dos de ellas con pollos (G. Martínez Lamas & L. J. Salaverri, datos inéditos).

Tendencia previsible. Debido al pequeño tamaño de la población, si no se toman medidas de protección es muy posible que el Zarapito Real desaparezca como nidificante en muy corto plazo. De todas formas, la adaptación de la especie a nuevos hábitats (Cotter, 1990), podría amortiguar los efectos producidos por la destrucción de su hábitat, provocando la ocupación de nuevos territorios y el establecimiento de nuevas parejas en praderías.

ECOLOGÍA

El hábitat que el Zarapito Real ha utilizado en el pasado en Asturias son campos de ladera en colinas y “porreos”, que son terrenos ganados a la marisma (rellenados con tierra), para hacer prados para el ganado, que a veces se inundan con fuertes mareas y temporales (Noval, 2000a). En A Terra Cha, la especie ocupa áreas abiertas y llanas a una altitud de 400-440 msnm. Cinco de los nueve territorios que utiliza para nidificar están situados en prados de siega compuestos principalmente de gramíneas. Siempre hay en su proximidad depresiones en el terreno, con suelo húmedo y presencia de *Juncus* spp. Los cuatro territorios restantes están en brezales-tojales (*Ulex* spp., *Erica* spp., *Calluna vulgaris*) de poca altura y con espacios de suelo descubierto, próximos a zonas de turbera. En este último hábitat las parejas sufren menos molestias que cuando crían en prados de siega.

Las aves llegan a A Terra Cha a finales de febrero o principios de marzo. En esas fechas emplean prados de siega que pueden estar fuera de los territorios de nidificación conocidos. En los últimos diez días de abril están ya aquerenciadas a los territorios y las puestas tienen lugar a partir de esa fecha. La incubación tiene lugar en mayo y los pollos nacen a principios de junio. Las aves se observan hasta mediados del mes de julio.

AMENAZAS

Destrucción del hábitat. (1) a) Forestación: se tiene constancia de que ha constituido una amenaza en por lo menos uno de los territorios (esta amenaza ha sido citada en el norte de Irlanda: Grant *et al.*, 1999); b) Pérdida de áreas de alimentación: la sustitución de pastizales por cultivos de maíz provoca la disminución de la superficie de hábitat utilizable por la especie; c) Intensificación agrícola (señalado también en Francia: Salvi, 1999), que conlleva un incremento de destrucción de nidos por el uso de maquinaria (Berg, 1992), aumentando la predación sobre huevos y pollos (Grant *et al.*, 1999). Es responsable también de un aumento en el uso de herbicidas en grandes áreas de pastizales y prados (p.e.: previo a la siembra de maíz) que elimina totalmente la vegetación en zonas utilizadas por la especie para alimentarse; d) Actividad

ganadera: en particular la destrucción de matorral (*Ulex* sp., *Erica* spp. y *Calluna vulgaris*) de algunos territorios mediante quemas y también su corta (para confección de camas para el ganado vacuno), con el consiguiente riesgo de destrucción de nidos y polladas (cuando se realizan en época de cría); e) Fragmentación y deterioro: por ejemplo, mediante la instalación de vallados.

Molestias. (2) a) Siega de prados en los territorios se ha citado como la causa del fracaso reproductor de una pareja en el año 1995 (destrucción de un nido); b) Por perros: deambulando por territorios ocupados.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Actualmente no se está llevando a cabo ninguna medida de conservación ni sobre la especie ni sobre sus hábitats. Únicamente dos de los nueve territorios están comprendidos dentro de los límites de un Refugio de Fauna declarado por la Xunta de Galicia.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Protección y vigilancia (1) de las zonas y hábitats donde se reproduce la especie (con información derivada de la investigación aplicada). Regular la siega de las praderías, la quema y corta de matorral y evitar las molestias por perros. Por protección se entiende también la conservación del hábitat donde se implantan los territorios (evitando los cultivos forestales, intensificación agrícola, instalación de vallas, etc., y llevando a cabo medidas socioeconómicas tendentes al mantenimiento de sus hábitats a través de políticas agroambientales favorables.

Investigación aplicada (2) sobre las características del hábitat y necesidades ecológicas de la especie, con el fin de asegurar un manejo adecuado para el mantenimiento del mismo en un estado óptimo. El manejo de los pastizales podría beneficiar además las necesidades de hábitat del Sisón Común (este volumen).

Seguimiento (2) a) de la evolución de sus efectivos (población reproductora) y sus parámetros reproductores; b) de los sitios de reproducción conocidos y otros probables (nuevos y del pasado).

Archibebe Común

Tringa totanus

Vulnerable; VU [EN C2b]

Autores: Francisco Hortas Rodríguez-Pascual, José Antonio Díaz Caballero y Albert Bertolero

El Archibebe Común cuenta en España con una pequeña población reproductora fluctuante que probablemente pueda superar las 800 parejas en años favorables. Sus principales núcleos reproductores se encuentran en unas pocas localidades de Castilla-La Mancha, Castilla y León, delta del Ebro y marismas del Guadalquivir, donde se concentra el grueso de los efectivos españoles. La transformación de ambientes naturales favorables de cría con fines agrícolas (p.e. en el delta del Ebro y marismas del Guadalquivir) a lo largo del s. XX se apunta como una de las razones más probables de un declive no cuantificado. Aún teniendo en cuenta que los efectivos europeos (extrapeninsulares) pueden ejercer un “efecto rescate” (la mayoría de sus poblaciones fluctúan o están en declive moderado) sobre esta pequeña población, su carácter fluctuante y su aparente declive (inferido por la pérdida de hábitat) justifican que se le califique como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

Se reproduce en el Paleártico en latitudes medias continentales, principalmente en zonas templadas y estepas; pero, también, en zonas boreales y mediterráneas, desde Europa occidental hasta Asia central, y desde el Himalaya hasta China (Snow & Perrins, 1998). Se distribuye por la región subártica y marginalmente en el bajo Ártico (Snow & Perrins, 1998; Engelmoer & Roselaar, 1998). En Europa se encuentra casi la mitad de la población reproductora (Tucker & Heath, 1994). En Europa occidental, cría desde Islandia, por el norte, hasta la península Ibérica, por el sur (Snow & Perrins, 1998).

España. En la Península y en Baleares se reproduce la subespecie nominal. Como invernante, llega también *T. t. britannica*, distribuida por las islas Británicas (Díaz *et al.*, 1996; para más detalles sobre otras subespecies conocidas y su distribución, véase Hale, 1971, Engelmoer y Roselaar, 1998 y Davidson *et al.*, 2002). Se distribuye principalmente por Andalucía occidental, Castilla y León, Castilla-La Mancha, Cataluña, sureste ibérico e islas Baleares; y, de forma muy puntual, en Aragón, Galicia y Extremadura (véase mapa en Martí & Del Moral, 2003; Hortas *et al.*, 2000).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población del Paleártico occidental, concretamente la europea, fluctúa o disminuye de forma moderada desde 1970 (para más detalles: Winkelman, 1994; Del Hoyo *et al.*, 1996; Nikiforov & Mongin, 1998; BirdLife International/EBCC, 2000). La población francesa se encuentra estable o en ligero aumento (Deceuninck & Caupenne, 1999; Gélinaud *et al.*, 2001).

España. La población reproductora española ha sido estimada aproximadamente entre 650-850 pp. (Hortas *et al.*, 2000; Hortas, 2001b), destacando las poblaciones de las marismas del Guadalquivir, La Mancha húmeda y las Lagunas de Villafáfila, en Zamora (Velasco *et al.*, 1992; Purroy & Sánchez, 1997b). Pese a esta estima, los datos que se aportan a continuación (en general poco precisos) sugieren que, debido al carácter fluctuante de la población, puede ser inclusive menor (dependiendo de los niveles hídricos en las áreas de cría, ver Ecología).

Andalucía. Para las marismas del Odiel en Huelva y su entorno, se han estimado entre 50-200 pp., aunque no se han realizado censos específicos (Garrido, 1996). Sin embargo, estas cifras parecen un error, considerando que, por lo menos desde finales de los años ochenta hasta nuestros días (2002), no hay más información que 1-2 pp. reproductoras (E. Urbina y J. M. Sayago, com. pers.).

En las marismas del Guadalquivir se encuentra la población más importante de España: Valverde (1960) lo consideraba "nidificante muy común", sin realizar estimas. García *et al.*, (2000) señalan un descenso "alarmante" de la población reproductora, aunque las estimas de estos autores (4.000-8.000 pp., en las marismas del Parque Nacional y Veta la Palma) parecen sobreestimar considerablemente la población, que en años buenos y regulares de agua podría superar las 1.000 pp. (1996 y 2001) (EBD-CSIC & PND-OAPN, 1997, 1998, 2000, 2001; Hortas, 2001b). Valverde (1960) ya señalaba que la especie también se reproducía en años secos, situación que ocurre en nuestros días, aunque el número de parejas en estas situaciones (p. ej. periodo 1992-95) no debe superar la docena de parejas (M. Máñez, com. pers.; Hortas, 2001b). Por tanto, y teniendo en cuenta el carácter eminentemen-

te fluctuante de la especie, la media de las parejas que se reproducen en las marismas del Guadalquivir para el periodo 1991-2001 se pueden cifrar en torno a las 400. Si tenemos en cuenta solamente el periodo más reciente (1996-2001), rondaría las 700 pp. (EBD-CSIC & PND-OAPN, 1997-2002).

En la Bahía de Cádiz nidifica esporádicamente alguna pareja (GEAM, 1996).

Aragón. La información sobre su población es escasa. Se considera un reproductor esporádico, llegando a criar puntualmente alguna pareja. Se ha reproducido en las lagunas de Gallo-canta y Bezas (Bueno, 1995; Sampietro Latorre, 1998), sin confirmación de reproducción en otras zonas como la laguna de Sariñena (con hábitat adecuado y observaciones estivales) (Bueno, 1995).

Baleares. Nidifica en Mallorca, principalmente en Es Salobrar, con 19-21 pp. en el año 2000 (Riera *et al.*, 2001; GOB, 1997a), además de S'Albufera y las salinas de Ibiza (mapa en Martí & Del Moral, 2003).

Cataluña. La única localidad de cría confirmada es el delta del Ebro, en donde se realizó un censo de 12 pp. en 1979 (Muntaner *et al.*, 1983). Posteriormente se han realizado otros censos, pero su metodología sólo es comparable a partir de 1992. Así, la población reproductora en 1992 estaba formada por 67 pp. (Martínez Vilalta, 1992), 82 en 1997 (Martínez Vilalta, 1998), 67 en 1999 (Bertolero, 2002) y 105 en 2001 (Bigas *et al.*, 2001). Actualmente, la mayor parte de la población reproductora se concentra en una zona de isletas de la Punta de la Banya, rodeadas por el mar y cubiertas de vegetación halófila. En el resto del Delta su presencia es escasa, habiendo dejado de criar en algunas zonas que anteriormente ocupaba (Martínez Vilalta, 1992). Posiblemente, ocupaba zonas más extensas antes de la transformación de los saladares en arrozales.

Castilla y León. Para el conjunto de esta comunidad, se han estimado unas 75 pp. (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999), siendo algunos datos por provincias: Palencia, 5 (Jubete 1997a, 1997b); Salamanca, 4-6 pp. (en años húmedos) (Carnero & Peris, 1988); Valladolid, 5-10 pp. (A. Onrubia, com. pers.); Zamora, 50 pp. en Villafáfila, concentrando el grueso de la población castellano-leonesa (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999).

Castilla-La Mancha. La población nidificante de los humedales manchegos debe ser muy pequeña. La información disponible sugiere que, en total, la comunidad autónoma probablemente no supera las 30-50 pp. (sin información precisa sobre la variabilidad interanual). En 1988, se estiman 35 pp. (Jiménez García-Herrera *et al.*, 1992), cifras que no parecen diferir considerablemente. En Toledo y Cuenca, unas 25 pp. (T. Velasco, com. pers.). En las Tablas de Daimiel nidifica en escaso número: 4-5 pp. entre 1992-1997 (Carrasco & Del Moral, 1998). En 1997, se realizó una estima de la comunidad reproductora en las localidades manchegas de importancia para aves acuáticas, con los siguientes resultados: Albacete, 2-3 pp. (en una de las dos lagunas muestreadas); Cuenca, 6-7 (repartidas entre las dos lagunas muestreadas); Ciudad Real, 11-19 (en siete de los ocho humedales muestreados); Toledo, 19-22 pp. (repartidas en nueve de los 12 humedales muestreados) (Velasco, 1999), estimándose en la actualidad unas 25 pp. (T. Velasco, com. pers.). Aunque estas estimas no pueden considerarse un censo total para Castilla-La Mancha, refleja por provincias una distribución de puntos de cría acorde a los resultados obtenidos para el nuevo Atlas (Martí & Del Moral, 2003).

Comunidad de Valencia. En la Comunidad Valenciana es más bien escaso, con ninguna pareja o un par, como máximo

(Estació Ornitológica L'Albufera-SEO/BirdLife, 1997). Las localidades de la Comunidad Valenciana donde se ha comprobado la nidificación esporádica de esta especie son la laguna de Torrevieja, el Marjal del Moro (Valencia) y las salinas de Santa Pola (Alicante) (Urios *et al.*, 1991; Estació Ornitológica L'Albufera-SEO/BirdLife, 1997).

Extremadura. Reproductor esporádico (Prieta *et al.*, 2000). Presente como posible reproductor en dos cuadrículas del nuevo atlas, una en el norte de Cáceres y la otra en el noreste de Badajoz (mapa en Martí & Del Moral, 2003).

Galicia. Citado como reproductor, con 1-5 pp. en A Limia (Domínguez *et al.*, 1987). Los últimos datos de cría conocidos datan de principios de los años ochenta (J. Domínguez, com. pers.).

Madrid. Nidifica de manera habitual, aunque muy escasa en la provincia de Madrid, en pastizales ganaderos de las vegas del Tajo y del Jarama (T. Velasco, com. pers.).

Murcia. Indicios de reproducción probable, por lo menos dos cuadrículas del nuevo atlas (véase mapa en Martí & Del Moral, 2003; Martínez *et al.*, 1996; DGMN/Murcia, 1998).

Navarra. En Navarra, entre 15-20 pp. (Armendariz, 1995; J. I. Deán com. pers.), aunque el número de nidificantes debe ser inferior o nulo, dependiendo de los años (T. Velasco, com. pers.).

ECOLOGÍA

Se reproduce en zonas húmedas interiores y costeras, como herbazales próximos a ríos, vetas, marismas saladares, orillas de salinas con buena densidad de *Salicornia*, márgenes de canales, lagunillas, praderas húmedas, ribazos, cultivos de cereal, etc. En general, en terrenos con cobertura variable de vegetación helófito y halófito (*Arthrocnemum*, *Carex*, *Eleocharis*, *Juncus*, *Salicornia*, *Schoenus*) (Valverde, 1960; Noval 1975; Ena & Alberto 1977; Muntaner *et al.*, 1983; Martínez Vilalta, 1993; GOB, 1997a; Jubete, 1997a; Hortas, 2001b; M. Yuste, *in litt.*). En un estudio sobre la biología reproductora de la especie en el delta del Ebro (1996-99), el 90% de los nidos (n = 36) se encontraron escondidos entre vegetación (halófito y psamófito) con un 56% de los mismos entre arbustos de *Sarcocornia perennis* (= *Salicornia*) o *Arthrocnemum* sp. de los saladares de Punta de la Banya (Bertolero, 2002; véase para más detalles sobre selección de hábitat).

Cría desde el mes de abril (delta del Ebro, Doñana, Villafáfila) hasta principios de julio (Valverde, 1960; Ena & Alberto, 1977; Bertolero, 2002). Este último autor obtuvo el día 19 de mayo (27 abril-8 de junio) como fecha media de puesta ($\pm 15,7$), siendo la incubación de 24,7 ($\pm 2,1$) (para más detalles sobre la biología reproductiva de la especie en el delta del Ebro, véase Bertolero, 2002).

AMENAZAS

Pérdida y transformación del hábitat (1) por intensificación agrícola, roturación de pastizales perimarismenos y abandono de explotaciones de salinas (Baleares) (Purroy y Sánchez, 1997; Mejías García & Amengual Ramis, 2000; Hortas, 2001b). La transformación del hábitat original del delta del Ebro (desde principios del s.XX) en arrozales ha tenido, sin duda, un efecto muy negativo

en la población en una de las colonias de cría más importantes de España (Curcó *et al.*, 1996; A. Martínez Vilalta, com. pers.). Igualmente ha ocurrido en las marismas del Guadalquivir, ya que se ha transformado gran parte de las aproximadamente 30.000 ha que tenía el almajal de Isla Mayor en su mitad sur en arrozales y balsas de acuicultura (Veta la Palma), quedando en la actualidad sólo unas 4.900 ha de almajal (M. Mañez, com. pers.).

Depredación y molestias durante la reproducción (2) al igual que otras especies que nidifican en el suelo (principalmente coloniales), es susceptible a la depredación de nidos (ratas, perros asilvestrados, zorros) y molestias por sobrecarga ganadera (Hortas, 2001b; véase también: *Larus genei*, *Cblidonias* spp.; *Glareola pratincola*; este volumen). Mejías García & Amengual Ramis (2000) citan como amenaza la depredación por *Larus cachinnans* (cuya depredación pesa sobre otras especies del Libro Rojo, p.e.: *Pandion haliaetus*, *Haematopus ostralegus*, *Glareola pratincola*, etc.).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Las principales colonias de la especie en España cuentan con protección general en la Red de ENP (Villafáfila, Doñana, delta del Ebro). Más allá de la protección general en áreas protegidas (ver Medidas de conservación propuestas), no se conocen actuaciones específicas para la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Seguimiento de efectivos. (1) Es necesario hacer un seguimiento a nivel nacional, con desarrollo de una metodología común adecuada para la especie, que permita comparar su evolución en el tiempo.

Control de depredadores. (3) Como otras muchas especies de reproducción en el suelo, el control de depredadores en áreas protegidas, en particular ratas, gatos y perros asilvestrados, podría contribuir a mantener sus poblaciones, beneficiando igualmente a otros larolimícolas con problemas de conservación que comparten hábitat similar (ver a continuación).

Manejo del hábitat y protección (1) para favorecer la nidificación (Hortas, 2001b), incluyendo la restauración y conservación de sitios habituales y potenciales de cría (véase Ecología). En el delta del Ebro debería evitarse la transformación de los saladares en carrizales, medida que además beneficiaría a otros larolimícolas con problemas de conservación, principalmente *Gelochelidon nilotica*, *Sterna* spp. y *Larus genei*. Asimismo, debe hacerse un esfuerzo para brindar protección efectiva a todos los sitios de cría conocidos, algunos de los cuales todavía no han sido protegidos (p.e., en Baleares: Mejías García & Amengual Ramis, 2000).

Ganadería compatible. (3) Se debería fomentar el pastoreo tradicional en praderas húmedas (Gélineaud *et al.*, 2001). En sitios como Doñana y otros humedales, la ganadería debe ser compatible con la reproducción de esta y otras especies que crían en el suelo. El pastoreo no debe ocasionar problemas de degradación del hábitat, por lo que la carga ganadera debe estar regulada y debería eliminarse o reducirse de manera importante durante la nidificación.

Gaviota Picofina

Larus genei

Vulnerable; VU D2

Autores: Albert Martínez Vilalta, Manuel Máñez, Daniel Oro y Luis García

La Gaviota Picofina cuenta en España con una pequeña población en expansión moderada que no supera las más de 800-900 parejas repartidas en tan sólo cuatro zonas estables de reproducción en Andalucía y Comunidad Valenciana (marismas del Guadalquivir, delta del Ebro, albufera de Valencia y salinas de Santa Pola-La Mata). La existencia de una cierta conexión (mediante inmigración y emigración) entre las colonias ibéricas con las de la Camarga en Francia, no justifica la corrección por disminución de riesgo de extinción, ya que aún contabilizando ésta última, el número de localidades seguiría siendo menor o igual a cinco. Una protección eficaz de las colonias actuales y de otras localidades con características adecuadas para la especie pero en donde siguen actuando factores limitantes (depredadores, interferencias humanas), podría permitir en pocos años disminuir la vulnerabilidad actual. Teniendo en cuenta que el número de localidades durante la reproducción es inferior a cinco, la especie es muy vulnerable a la depredación y a las molestias humanas, calificándose como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

Como reproductora es muy local, nidifica en la cuenca mediterránea, el mar Negro, Asia menor y Oriente medio hasta el río Indo y en puntos de la costa de Mauritania y Senegal.

España. Antaño criaba muy escasa sólo en Andalucía, pero desde los años setenta ha colonizado algunas localidades del litoral mediterráneo. Actualmente se distribuye por unas pocas colonias en Cataluña (delta del Ebro), Comunidad Valenciana (salinas de Santa Pola-La Mata y la albufera de Valencia) y Andalucía (laguna de Fuente de Piedra y las marismas del Guadalquivir). Además, existe una cita de reproducción para Canarias: 6-8 pp. en Fuerteventura en 1976 (Cramp & Simmons, 1983).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población europea se estima entre 41.000 y 82.000 pp. y presenta grandes oscilaciones anuales; la mayor parte de la población se concentra en Ucrania y Rusia, con cantidades mucho menores en la cuenca mediterránea; entre 1970 y 1990 la población europea ha mostrado un aumento moderado: 20%-49% (Hagemeyer & Blair, 1997; BirdLife International, 2000). La población mundial se ha cifrado en 75.000-125.000 pp. (Del Hoyo *et al.*, 1996).

Los primeros datos de cría en nuestro país se remontan a 1883, cuando se descubren dos nidos de esta especie junto con otros de Pagaza Piconegra en las marismas del Guadalquivir (Chapman & Buck, 1910). Según Valverde (1960) hacia 1910 la población marismeña no sobrepasaba las cincuenta parejas, mientras que a finales de la década de los cincuenta este autor afirma que sólo quedaban una media docena, la misma cifra que da Weickert (1960) para 1960, que sube a nueve parejas dos años después (Weickert & Cano, 1962). Durante los años sesenta también se comprueba su reproducción en la laguna de Fuente de Piedra: 3 nidos en 1965 (Sarró & Pons, 1966), 3-11 pp. durante 1965-67 (Costa, 1985), 11 nidos en 1967 (Studer-Thiersch & Studer-Thiersch, 1968), permaneciendo como reproductor "irregular", sin superar entre 1979 y 1985 las 15 pp. (Sánchez *et al.*, 1990).

Durante los años setenta disminuye en Andalucía donde cría sólo de forma escasa e irregular en las marismas y en Fuente de Piedra (Paterson, 1997), pero en 1975 coloniza el delta del Ebro

donde se localiza una colonia con 12 nidos que durante la década siguiente aumenta de forma rápida: 24 pp. en 1980 (Muntaner *et al.*, 1983), 280 pp. en 1984 (Ferrer & Martínez Vilalta, 1986) y 429 pp. en 1988 (Martínez Vilalta, 1988). Mientras tanto, las colonias de Andalucía continúan en una situación precaria: deja de criar en Fuente de Piedra (Paterson, 1997) y las colonias de las marismas fluctúan entre 0 y 24 pp. entre 1981 y 1989 (Costa, 1985; García *et al.*, 1986; Máñez, 1991; datos propios). En la segunda mitad de los años ochenta empiezan a observarse aves o parejas en las salinas de Santa Pola, situación que desembocará en el establecimiento de una nueva colonia, la primera prueba de la cual se obtuvo en 1991, cuando se observaron dos parejas seguras y quizá 2-4 más (Paterson, 1997).

Durante los años noventa el incremento de esta especie se generaliza, tanto por el aumento del número total de efectivos, como por el incremento en el número de colonias y de su área de distribución. La colonia de las marismas empieza a aumentar de forma clara: de 63 pp. en 1990 (datos propios), continúa aumentando en años sucesivos, alcanzando un máximo de 332 pp. en 1995 con fluctuaciones a la alza en los siguientes años, con un promedio entre 1999-2001 de entre 253-259 pp. (EBD -Parque Nacional de Doñana [PND]). En la laguna de Fuente de Piedra continúa sin criar habitualmente y se conocen tan sólo dos casos de nidificación: en 1992, una pareja (Paterson, 1997) y otra en 1998 (Mínguez, 2000). En la colonia principal, el delta del Ebro, donde se concentra cerca del 60% del total de los efectivos reproductores, la población muestra un incremento medio anual del 2,3% (Oro, 2001), oscilando entre las 388 y las 605 pp. entre 1990 y 2001 (promedios entre 1995 y 2001: c.470 pp.) (PNDE, 1992, 1998; Martínez Vilalta, 1994, 1996, 2001). La población de la Comunidad Valenciana se consolida y continúa aumentando: en las salinas de Santa Pola-La Mata crían 45-170 pp. entre 1994 y 1999 (Paterson, 1997; SEO-Alicante, 2001) y aparece una colonia nueva en la albufera de Valencia, donde cría una pareja en 1994 colonia que aumenta hasta las 37-56 pp. en los años 2000-2001 (Dies & Dies, 2000; Dies, 2002).

A pesar de la baja precisión de los censos antiguos, los datos recopilados nos muestran de manera clara un aumento reciente de la población de esta especie, que inicialmente tan sólo criaba en una o dos colonias y contaba con unos efectivos de unas pocas decenas de parejas, pero que durante los últimos años ha pasado a

contar con cuatro colonias y entre 600-1.003 pp. Como conclusión puede decirse que la población española (de la que se hace un seguimiento regular) ha experimentado un aumento superior al 50% entre 1970 y 1990.

ECOLOGÍA

Especie característica de los ambientes salobres y salinos, se alimenta de peces e invertebrados que captura en aguas someras en lagunas litorales, bahías marinas, salinas, rompientes del oleaje o balsas para la piscicultura. En mar abierto es bastante escasa y utiliza poco los descartes de la flota de arrastreros (Arcos, 1998; Oro & Ruiz, 1997), aunque en el delta del Ebro, durante los periodos de veda de la flota pesquera de arrastre se han detectado aumentos significativos en las tasas de cleptoparasitismo a especies de charranes (Oro, 1999). Raramente se la encuentra en humedales de aguas dulces o en los arrozales.

Nidifica formando colonias en marismas salobres de aguas someras y especialmente en las salinas, en zonas de suelo arenoso o limoso con vegetación halófila rala. Los nidos se sitúan en isletas o en otras zonas elevadas sobre el agua y, en general, protegidos cerca de la vegetación, próximos a otras especies coloniales de larolímicas y, especialmente, cercanos a especies agresivas como la Pagaza Piconegra, el Charrán Patinegro o la Avoceta Común (Oro, 2001); normalmente, forma colonias compactas con una distancia entre nidos muy pequeña (Fasola & Canova, 1993). En la Península estas colonias pueden contar con decenas o incluso unos pocos cientos de nidos que presentan una elevada variabilidad tanto en el espacio como en el tiempo, consecuencia probable de la propia inestabilidad de los hábitats que ocupan (Oro, 2001).

En nuestro país es una especie principalmente estival que llega a sus puntos de cría en marzo/abril y permanece en ellos hasta septiembre. Sin embargo, desde hace ya algunos años unos pocos centenares de aves permanecen durante el invierno en puntos cercanos a las áreas de cría de la costa mediterránea y de Andalucía occidental, principalmente en la ría de Huelva, las marismas del Guadalquivir, las salinas de Murcia y Alicante y el delta del Ebro (Díaz *et al.*, 1996; Paterson, 1997).

En cuanto al reclutamiento de aves entre colonias, el anillamiento de pollos muestra resultados desiguales (según las colonias). En el delta del Ebro se observan tasas altas de desplazamientos entre colonias para las hembras y una mayor filopatría en los machos. Aunque los datos no son hasta el momento concluyentes, se sospecha inmigración y emigración al mismo tiempo, que indica una relación intensa entre las colonias de, por lo menos, el delta del Ebro, la Camarga francesa y el norte de Italia. En colonias próximas como la de Camarga, ya se ha demostrado que el crecimiento de la población reproductora no se explica sin la llegada de inmigrantes (Sadoul, 1997). Por el contrario, en las marismas del Guadalquivir los 1.355 pollos anillados entre 1995 y 2001 han producido abundantes recuperaciones locales durante la época reproductora y muy pocas lejanas: tan sólo tres en Santa Pola, cinco en la Albufera y un ave observada en Italia a finales de abril (EBD, datos inéditos). Sorprende sin embargo el poco contacto que parece existir entre las marismas del Guadalquivir y el delta del Ebro en donde el esfuerzo de anillamiento y seguimiento de individuos ha sido grande (M. González Forero y D. Oro, datos inéditos).

AMENAZAS

Degradación y escasez del hábitat de reproducción. Al tratarse de una especie muy localizada, es extremadamente sensible a la degradación de su hábitat de reproducción, teniendo en cuenta sobre todo que los sitios de características adecuadas donde se establecen las colonias son en general muy escasos, pudiendo ser éste un factor limitante (también por competencia interespecífica, ver a continuación). Como factor que complica la adecuada protección de la especie, se debe señalar la imprevisibilidad en la localización de las colonias de cría que dificulta en cierta forma las medidas de protección efectiva.

Predación en las colonias. La Gaviota Picofina es muy sensible a molestias, sean éstas producidas por el pisoteo del ganado (P.Nacional de Doñana), actividades humanas, presencia de perros asilvestrados (p. ej. salinas de Sanlúcar) y de forma especial, la acción de depredadores: zorros (p.ej., en la Albufera), gatos asilvestrados (p.ej. delta del Ebro, salinas de Sanlúcar de Barrameda, P. Natural de Doñana), jabalíes, córvidos, grandes gaviotas y milanos negros (p. ej. Veta la Palma, Doñana) (Costa, 1985; Paterson, 1997; Dies & Dies, 2000; Oro, 2001; autores). La combinación de amenazas por la depredación y gestión hídrica (ver siguiente apartado), se traduce en elevadas pérdidas de los nidos (70-80% en las zonas estudiadas de las marismas del Guadalquivir). Existen casos documentados (p. ej. Veta la Palma, marismas del Guadalquivir) donde la creación de islas artificiales (libres de predadores) ha favorecido el éxito reproductor de la especie (García *et al.*, 2000).

Gestión hídrica y manejo del hábitat. Los niveles hídricos bajos en años con escasa precipitación o debidos a un manejo directo del agua, puede ser desencadenante del fracaso reproductor (p. ej. salinas de la Mata en 1995: Paterson, 1997). Existen experiencias donde la creación de islas artificiales (p. ej. en balsas de acuicultura) con un manejo del agua adecuado, ha supuesto una ventaja sustancial para la especie (García *et al.*, 2000). La transformación de marismas en salinas (p.ej. delta del Ebro) y las medidas de gestión tendentes a controlar los niveles de agua, son responsables de la disminución (a largo plazo) de las especies de aves acuáticas coloniales de tamaño pequeño o medio (incluida la Gaviota Picofina) (antecedentes en la Camarga: Johnson & Sadoul, 2000).

Competencia interespecífica. Se conoce la existencia de intensa competencia por la ocupación de las mejores zonas de nidificación entre diferentes especies coloniales. Esta competencia favorece habitualmente a especies de mayor tamaño (en detrimento de las menores) (Johnson & Sadoul, 2000; Sadoul *et al.*, 1996). En el delta del Ebro, por ejemplo, ha tenido lugar ocupación de las mejores zonas (en cuanto a protección y ausencia de predadores se refiere) ha favorecido al Flamenco y gaviotas grandes que actualmente se encuentran en marcado incremento: patiamarillas, sombrías y Gaviota de Audouin, habiéndose demostrado una asociación negativa entre la Gaviota Picofina y la presencia de nidos de patiamarillas y sombrías (Oro, 2001).

Contaminación. La contaminación de las aguas por vertidos agrícolas e industriales es probablemente un factor de amenaza que podría tener un efecto negativo en la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Todas las colonias de cría se encuentran situadas en espacios protegidos y, por tanto, gozan de una protección genérica con

restricciones de acceso público. Sin embargo, la protección que se dispensa a algunas de estas colonias resulta claramente insuficiente

A continuación se detallan las principales actuaciones de conservación de esta especie realizadas en las distintas zonas de cría:

Marismas del Guadalquivir: censo de parejas nidificantes y seguimiento de la población, marcaje de pollos (EBD y PND).

Laguna de Fuente de Piedra: censo de parejas nidificantes y seguimiento de la población (Parque Natural de la Laguna de Fuente de Piedra).

Delta del Ebro: seguimiento y estudio de la población, marcaje de pollos (IMEDEA, Institut Català d'Ornitologia y Parc Natural del delta de l'Ebre). Vigilancia de parte de las colonias y construcción de isletas para la nidificación; en 1997 y en 1999 en las salinas ubicadas en la Reserva de la Punta de la Banyà se construyeron dos isletas para la nidificación de las aves acuáticas coloniales en uno de los calentadores; la primera isleta de 250 m² fue rápidamente ocupada por las aves en 1997 y el año siguiente ya albergó una colonia de Gaviota Picofina (Parc Natural del delta de l'Ebre).

Albufera de Valencia: censo de parejas nidificantes y seguimiento de la población. Construcción de isletas para la nidificación en el Racó de l'Olla; entre 1988 y 1993 se restauraron 64 ha de humedales incluyendo la construcción de 16 espacios insulares. Las aves acuáticas respondieron de forma espectacular a esta regeneración ecológica y en la actualidad 10 especies de larolimícolas, Gaviota Picofina incluida, nidifican en la zona (Parc Natural de l'albufera de Valencia y Estació Ornitològica de l'Albufera).

Salinas de Santa Pola-La Mata: censo de parejas nidificantes y seguimiento de la población.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Protección (acceso y depredadores): las colonias de cría de las salinas de Sanlúcar de Barrameda (Parque Natural de Doñana) y las salinas de la Tancada o la Punta del Fangar (Parc Natural del Delta de l'Ebre) requieren un esfuerzo considerable en mejorar la protección de la especie durante la reproducción, siendo (hasta el momento) las colonias accesibles a personas sin control, gatos y perros asilvestrados. Tratándose de una especie de gran movilidad en el establecimiento de las colonias (pudiendo establecerse en zonas no protegidas), se deben establecer medidas de protección cuando se localicen posibles nuevas colonias. En general (para todas las colonias), es necesario limitar el acceso público en las zonas críticas durante la época reproductora.

Es muy importante gestionar adecuadamente las colonias de cría y sus áreas de influencia para que se conserve la variabilidad natural de estos hábitats y se mantengan unos niveles hídricos óptimos; para que se minimice la depredación y evite el aumento excesivo de las poblaciones de gaviotas grandes.

Nuevos hábitats de nidificación. Teniendo en cuenta que se trata de una especie con una población muy pequeña (y muy pocas colonias), y siendo muy susceptible a las amenazas vigentes, resulta necesario crear nuevos hábitats de nidificación en lugares donde la disponibilidad de sitios adecuados para la cría pueda ser un factor limitante. Las opciones de manejo y fomento del establecimiento de nuevas colonias protegidas de depredadores y molestias humanas podrían beneficiar considerablemente a esta y otras especies amenazadas que frecuentemente comparten las colonias de cría (p. ej. Pagaza Piconegra, este volumen).

Debe continuar el seguimiento anual de las poblaciones, incluyendo un censo de las parejas reproductoras, un seguimiento de los parámetros reproductores básicos y los programas de anillamiento.

Gaviota de Audouin *Larus audouinii*

Vulnerable; VU D2

Autores: Albert Martínez Vilalta y Daniel Oro

La Gaviota de Audouin ha experimentado un notable incremento a lo largo de las dos últimas décadas del siglo XX (debido en buena parte al éxito de las medidas de conservación aplicadas) y en la actualidad cuenta con más de 17.000 parejas reproductoras repartidas en colonias de cría que se agrupan en tan sólo cinco núcleos ("localidades") de una misma metapoblación -que en un 60% se concentra en una sola colonia en el delta del Ebro-. Esta situación (menos de cinco localidades) hace que la especie califique como Vulnerable, sin que se pueda esperar un posible efecto rescate por parte de los efectivos de otras regiones vecinas, si se tiene en cuenta que la población española supone aproximadamente el 95% de la población mundial. Las principales amenazas se deben a la acción de depredadores terrestres, a su dependencia de unos recursos tróficos amenazados.

DISTRIBUCIÓN

Durante el periodo reproductor es endémica de la cuenca mediterránea; las colonias de cría se distribuyen por costas, islas e islotes desde España y Marruecos, hasta Turquía, Chipre y el Líbano (Oro *et al.*, 2000). Recientemente se ha establecido una pequeña colonia en el litoral meridional de Portugal. Fuera de la estación

reproductora se extiende también por las costas del noroeste de África hasta Senegambia (Oro, 1998).

España. Muy local, anida únicamente en el delta del Ebro (Tarragona), las islas Columbretes (Castellón), el Archipiélago Balear, la Isla Grossa (Murcia), la Isla de Alborán (Almería) y las islas Chafarinas (Melilla). Durante el periodo migratorio se observa regularmente por las costas mediterráneas y sudatlánticas ibé-

ricas, siendo rara en el interior y en las costas del resto de la península. En los pasos migratorios es común en algunas localidades donde no cría como el Delta del Llobregat, la albufera de Valencia, las salinas de Santa Pola, las salinas de San Pedro del Pinatar y Marchamalo, las salinas del cabo de Gata, Guardias Viejas, Cerrillos y Roquetas de Mar y en las costas gaditanas de Tarifa y las onubenses desde Doñana a Ayamonte; durante el invierno es francamente escasa en esta misma área, salvo en las islas Columbretes y en los humedales de Alicante, Murcia y Almería (Pateron, 1997).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

A partir de mediados del siglo XX, como consecuencia de un mejor conocimiento de los ambientes insulares y de una expansión de la especie, se empiezan a localizar nuevos puntos de cría. En 1964 se la encuentra nidificando en las islas Chafarinas (Bernis, 1968); en 1974 Pechuan (1974) confirma su reproducción en las islas Columbretes; en 1981 empieza a criar en el delta del Ebro (Martínez y Carrera, 1983) y en 1989 en la Isla Grossa (Oro, 1998). Durante las dos últimas décadas del siglo XX la especie entra en una fase de aumento demográfico con tasas de incrementos anuales variables según las colonias, pero muy notables en su conjunto. Como consecuencia de este aumento, en 1997 la población mundial de esta especie se estimó que había alcanzado las 18.500-19.000 pp. (Oro, 1998), manteniéndose más o menos estable desde entonces (se han estimado 16.957 pp. en 2000, Grupo de Trabajo de Gaviota de Audouin, datos inéditos).

Islas Chafarinas. Nidifica tanto en la Isla del Rey como en la del Congreso, aunque la mayor parte de la población anida en la primera isla. Esta colonia ha ido aumentando a partir de los años sesenta, pasando de los 1.000 adultos de 1965 a las 1.000-1.350 pp. entre 1976 y 1979; durante los años ochenta la población se estabiliza entorno a las 2.000 pp., pero presenta dos repuntes en 1987: 2.845 pp. y en 1988: 2.816 pp.; posteriormente se mantiene la tendencia creciente hasta alcanzarse el máximo histórico en 1992: 4.300 pp. (De Juana y Varela, 1993). A partir de aquí la población baja hasta las 2.124 pp. el 1995, para volver a subir después hasta las 3.320 pp. el 2000 (Oro & Ruxton, 2001; datos propios).

Alborán. Tras muchos años sin noticias, en 1988 se redescubrió una pequeña colonia en la isla de Alborán con 4 nidos. Esta colonia también ha seguido una tendencia positiva hasta llegar a albergar 200 nidos en 1999 (Oro, 1998; Paracuellos & Nevado, 1995, Oro *et al.*, 2000; datos propios).

Baleares. Se ha observado una tendencia al aumento tanto en el número de parejas como en el número de colonias, pasando de 419 pp. en siete colonias en 1978, a 1.263 pp. en once colonias en 1998 y 1.359 pp. en quince colonias en 1999 (Mayol, 1978b, Muntaner, 2000). Posteriormente la población ha continuado aumentando hasta alcanzar las 2.109 pp. el 2001 (J. Muntaner, com. pers.). En este archipiélago nidifica muy repartida y, además, la situación y la importancia de las colonias resulta bastante variable de un año a otro (Oro y Muntaner, 2000), pero siempre ha sido más numerosa en las Pitiusas y en Cabrera que en Mallorca y Menorca; durante los últimos años las colonias más importantes se sitúan en la isla de Conillera (Ibiza), en el archipiélago de Cabrera (Oro & Muntaner, 2000) y en la isla de Dragonera (Mallorca) (Muntaner, 2000; Oro & Genovart 2001).

Islas Columbretes. Muestra una evolución particular, ya que mantiene una relación muy estrecha con la del delta del Ebro, con desplazamientos constantes de aves entre una y otra zona, de forma que actúa en parte como satélite de la colonia principal (Delta) (Oro, 1998; Oro & Pradel, 2000). Desde que en 1974 se localizaron 45 pp. nidificando en las islas, la población fue aumentando hasta las 430 pp. en 1990; a partir de 1991 entra en una fase de fuertes oscilaciones coincidiendo con el establecimiento de vedas en la pesca de arrastre. A partir de este momento y hasta la actualidad, la colonia sufre repetidos fracasos reproductores y muestra una tendencia regresiva, pero con incrementos súbitos, por ejemplo, en 1995 cuando se registra el máximo: 525 pp., ligadas a una inmigración masiva de aves procedentes del delta del Ebro. Durante los últimos años, 1999-2001, la población ha caído hasta las 75-80 pp. (Oro *et al.*, 1996b; datos propios).

Delta del Ebro. Es donde el incremento se ha producido de un modo más espectacular, con aumentos cercanos o superiores al 100% anual durante los primeros años y un incremento anual medio del 32%. En esta colonia se pasó en pocos años de unas pocas parejas en 1981 (36 nidos) a un máximo de 11.700 pp. en 1997; a partir de este momento, la población se ha mantenido más o menos estable (11.666 pp. en 2001) con las habituales oscilaciones anuales propias de una dinámica denso-dependiente (Oro, 1999; Oro & Ruxton, 2001). Estudios recientes sobre la dinámica poblacional de esta colonia demuestran que su crecimiento inicial no puede explicarse sin inmigraciones a gran escala de aves procedentes de otras colonias (Oro & Pradel, 1999; Oro & Ruxton, 2001). La fuente principal de inmigrantes debió ser la colonia de las islas Chafarinas, aunque se presume que otras colonias participaron igualmente en este proceso. De todas formas, la colonia del Delta no se ha comportado todos los años como un polo de atracción de aves, sino que se han registrado igualmente temporadas sin inmigración y un buen número de años con emigración de aves a otras colonias (Oro & Ruxton, 2001).

Isla Grossa. Ha aumentado rápidamente gracias a una inmigración muy importante de aves nacidas en el delta del Ebro, desde la aparición de unas pocas parejas en 1989 hasta las 450 pp. en 1995 (Oro, 1998). La colonia ha continuado aumentando y en el 2001 ya contaba con 1.200 pp. (Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente-Región de Murcia).

ECOLOGÍA

La Gaviota de Audouin es una especie marina semipelágica que nidifica habitualmente en colonias. Tradicionalmente, los nidos se sitúan en islas o islotes rocosos poco frecuentados y libres de predadores terrestres. A pesar de ello, la colonia principal (delta del Ebro) se halla en una extensa península accesible a través de un istmo estrecho de nueve km; en esta zona anida en playas arenosas y en diques e isletas de salinas y marismas (Oro & Martínez Vilalta, 1992; Oro, 1998). Las colonias suelen ser relativamente densas, aunque este aspecto depende de las condiciones presentes en cada lugar; así, en las islas Chafarinas y las Baleares se dan densidades típicas de 0,09-0,34 y 0,22 nidos/m² respectivamente, mayores que las que se encuentran en el delta del Ebro donde las densidades son de 0,06-0,13 nidos/m² (Oro, 1998). Las colonias albergan habitualmente decenas o cientos de nidos y en las colonias mayores hasta varios miles de parejas; habitualmente cría en colonias monoespecíficas, pero en muchas áreas comparte los territorios de nidificación con la Gaviota Patiamarilla *Larus cachin-*

nans y en el delta del Ebro cría junto a diversas especies de larolímicas (Oro, 1998; véase también Ruiz *et al.*, 1994 para más detalles sobre características de las colonias de cría).

Es una especie propia de la plataforma continental, especializada en el consumo de pequeños peces pelágicos en superficie, básicamente clupeidos (sardinias y boquerones); en algunas áreas (Chafarinas) se comporta como un ave de alimentación principalmente nocturna, pero en otras (delta del Ebro) se alimenta tanto durante el día como de la noche (Oro, 1995; Ruiz *et al.*, 1996b). Es una especie oportunista que en el Mediterráneo occidental explota abundantemente los descartes de la flota pesquera, siguiendo a los arrastreros y en menor medida a las embarcaciones de pesca de cerco (Oro & Ruiz, 1997; Oro *et al.*, 1997; Arcos & Oro, 2002a). La utilización de estos recursos tróficos abundantes y predecibles en el tiempo mejora la capacidad reproductora de la especie y se ha relacionado con el aumento reciente de la población (Oro *et al.*, 1996a; Oro & Ruxton, 2001). Cuando escasea su alimento principal puede complementar su dieta alimentándose en humedales, arrozales, y visitando incluso olivares y, raramente, basureros; asimismo se ha descrito la captura ocasional de pequeñas aves migratorias (Oro *et al.*, 1997; Oro, 1998; Pedrocchi *et al.*, 2002).

Los resultados de las intensivas campañas de anillamiento realizadas en la mayoría de las colonias ibéricas y baleares muestran que una vez acabada la cría los ejemplares jóvenes se desplazan hacia el sur siguiendo las costas mediterráneas ibéricas hasta alcanzar las costas atlánticas de África occidental en Marruecos, Sahara Occidental, Mauritania, Senegal y Gambia, que es donde pasa el invierno la mayor parte de la población; las aves adultas también se desplazan hacia el sur pero lo hacen más tarde que los jóvenes y se detienen antes, permaneciendo mayoritariamente en zonas litorales mediterráneas del sur de la Península y el norte de África (Oro & Martínez Vilalta, 1994a; Ruiz *et al.*, 1996a). Las aves procedentes de Chafarinas muestran un patrón muy similar, aunque en este caso se desplazan preferentemente siguiendo las costas norteafricanas y recalán menos en la Península, para finalmente alcanzar las zonas de invernada que se sitúan algo más al sur que las de la población ibérica y balear (De Juana *et al.*, 1987). Las aves no retornan a las colonias mayoritariamente hasta que alcanzan la madurez reproductora a los tres años de edad, en algunos casos excepcionales ya a los dos años (Oro & Martínez Vilalta, 1994a; datos propios), así, las aves inmaduras permanecen en las costas ibéricas o magrebíes, siendo raras en o cerca de las colonias reproductoras (Oro & Martínez Vilalta, 1994a).

AMENAZAS

Su población se encuentra muy localizada, alrededor del 90% de la población mundial nidifica en colonias situadas en territorio español y más de las tres cuartas partes en las dos colonias principales, las islas Chafarinas y el delta del Ebro (De Juana, 1997b; Del Hoyo *et al.*, 1996; Oro & Ruxton, 2001). Las amenazas asociadas a las áreas de estacionamiento migratorio y a las zonas de invernada son todavía poco conocidas (Oro, 1998).

Según el Plan de Acción Internacional para la conservación de la Gaviota de Audouin (Lambertini, 1996), las principales amenazas y factores limitantes se centran en tres ámbitos:

Alteraciones del hábitat en las áreas de nidificación motivadas por el incremento de la presión humana en el litoral. Dicha si-

tuación no sólo degrada el hábitat, sino que ocasiona un aumento de las molestias humanas en un periodo crítico para una especie que nidifica en un número muy pequeño de localidades. Este problema es especialmente grave en las islas Baleares, como consecuencia del auge del desarrollo turístico, pero también puede llegar a ser importante en otras zonas, como por ejemplo en el delta del Ebro, donde la intensificación de las prácticas salineras está ocasionando grandes modificaciones en el hábitat de la colonia.

Disponibilidad recursos tróficos. Cambios en la disponibilidad de recursos tróficos como consecuencia de una pesca no sostenible o como resultado de modificaciones en las prácticas pesqueras que pudieran reducir el volumen de descartes disponibles. Por ejemplo, la introducción de una veda en la pesca de arrastre en Tarragona y Castellón a partir de 1991, coincidiendo con el periodo de nidificación de la gaviota, motivó deserciones en la colonia de las Columbretes y una reducción significativa en el éxito reproductor de la del delta del Ebro (Oro & Martínez Vilalta, 1992; Paterson *et al.*, 1992; Oro *et al.*, 1996a) y ha afectado a la dinámica poblacional de la especie (Oro *et al.*, 1996b; Oro & Ruxton, 2001). En esta misma línea conviene tener presente que si se lleva a cabo la propuesta actual de Plan Hidrológico Nacional se va a producir una reducción de las poblaciones de peces asociadas a la desembocadura del río Ebro, que es un área crítica para esta especie y otras muchas aves marinas (Martínez Vilalta, 2001).

Interferencia con otras especies. En algunas colonias se han descrito problemas motivados por la presencia de cabras en los islotes (Menorca) pues estas pueden causar daños a las puestas y a los pollos (Mayol, 1978b). La presencia de mamíferos carnívoros en las colonias causa efectos muy perjudiciales; por ejemplo, en el delta del Ebro durante 1994 un solo Tejón *Meles meles* depredó un mínimo de 180 nidos y causó la deserción de 94 puestas más y la dispersión de un 10% de los adultos reproductores a otras colonias, mientras que en 1999 un Zorro *Vulpes vulpes* causó la muerte de varios cientos de gaviotas adultas y la deserción de miles de parejas (Oro *et al.*, 1999). Por otra parte, en Chafarinas se han descrito problemas asociados a la predación por ratas (J. Prieto *et al.*, datos no publ.). En las colonias españolas, la Gaviota Patiamarilla es la principal competidora por los lugares de nidificación y además puede preñar huevos y pollos, pero su efecto sobre las colonias de la Gaviota de Audouin es muy variable y parece depender en gran medida de la abundancia relativa entre ambas especies (Oro & Martínez Vilalta, 1994b; Oro, 1996a; Oro *et al.*, 1996b; Martínez Abraín *et al.*, 2002). Hace unos años en Chafarinas se describieron situaciones donde la predación era importante (Bradley, 1986), pero actualmente esto no es así ni en Chafarinas ni en el delta del Ebro y en otras colonias, donde la principal interacción es el robo de alimento por parte de la Patiamarilla, situación que se vuelve especialmente patente en situaciones de estrés trófico (Oro & Martínez Vilalta, 1994b; González-Solís *et al.*, 1995).

Otros factores. Se han descrito otros factores de amenaza de menor trascendencia. El enmallamiento en redes de pesca y la ingestión de anzuelos son un factor de mortalidad comprobado en algunas colonias, por ejemplo en Chafarinas y en el delta del Ebro (Oro, 1996b; Oro, 1998; Cooper *et al.*, 2002). La persecución humana directa había sido un problema grave en algunas colonias y antiguamente, la recolección de huevos fue una costumbre extendida en Baleares y Chafarinas y, aunque sus huevos son todavía muy apreciados en el norte de África, en la actualidad esta práctica tiene muy poca importancia. Otros problemas descritos como la utilización de los islotes de nidificación para maniobras

militares (Columbretes, Cabrera) actualmente han desaparecido. Hoy en día tiene mayor importancia la presencia incontrolada de pescadores o turistas, pues la época de cría coincide con un periodo de gran presión turística y las molestias humanas pueden tener importancia en algunas colonias situadas en islotes mal protegidos.

Los niveles de contaminantes detectados no parecen haber causado ningún efecto negativo importante en esta especie, de todas formas se han encontrado niveles altos de metales pesados e hidrocarburos clorados especialmente en las colonias italianas y en el delta del Ebro (Oro, 1998, Pastor *et al.*, 1995, Sampera *et al.*, 2000).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Desde 1987 en España se ha desarrollado un Plan Coordinado para su conservación en el que están implicados el Gobierno del Estado y las CC.AA. con presencia de la especie (PCAGA, 1994). Las actuaciones principales adoptadas han sido: protección de las colonias de cría, censos y seguimiento de la reproducción, anillamiento de pollos, eliminación de perturbaciones en las colonias, control de posibles especies competidoras o depredadoras (gaviotas patiamarillas, ratas) y estudios intensivos sobre la biología reproductora y la ecología trófica de la especie (PCAGA, 1994). En 1998 se formó el Grupo de Trabajo de la Gaviota de Audouin dependiente del Ministerio de Medio Ambiente y que implementa las reuniones técnicas de seguimiento de la especie en todas las colonias españolas. Entre 1993 y 1996 se llevó a cabo un seguimiento exhaustivo sobre la ecología y la dinámica poblacional de las colonias del delta del Ebro, Chafarinas y Cabrera y, asimismo, se han llevado a cabo diversos proyectos europeos del programa

Life Natura tanto en el delta del Ebro (1997-2000) como en las Columbretes (2000-2001).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

En el Plan de Acción (Lambertini, 1996) se proponen como medidas principales la protección legal efectiva de todos los lugares de cría y la implementación de medidas de gestión adecuada en las colonias y los puntos de estacionamiento durante los periodos migratorios. En este sentido sería muy importante aplicar medidas para evitar el acceso a las colonias de esta especie de perros, gatos y otras especies potencialmente depredadoras. Asimismo, deberían identificarse y protegerse convenientemente las áreas críticas de invernada en el continente africano.

Por otra parte debería promoverse una política pesquera sostenible que hiciera compatible la conservación de los recursos pesqueros, con la protección de las poblaciones de aves marinas de la cuenca mediterránea. En este sentido sería necesario tener siempre presente la conservación de esta gaviota en el momento de planificar las vedas de pesca en áreas que afecten a colonias de esta especie y en la realización de actuaciones que pudieran afectar a la disponibilidad actual de recursos tróficos, como es el caso de las detracciones de agua del Ebro contempladas en el proyecto de Plan Hidrológico Nacional.

También sería necesario continuar con el seguimiento anual de las poblaciones, incluyendo un censo de las parejas reproductoras, un seguimiento de los parámetros reproductores básicos y de los programas de anillamiento.

Nota: ¹ Salvo indicación expresa, las cifras de población proceden del Grupo de Trabajo de Gaviota de Audouin.

Gaviota Tridáctila

Rissa tridactyla

Vulnerable; VU [CR C1]

Autores: Jorge Mouriño y Agustín Alcalde

La nidificación de Gaviota Tridáctila en España sólo se conoce desde 1975. Dos pequeñas colonias, probablemente implantadas muy pocos años antes, fueron detectadas en las islas Sisargas y el cabo Vilán (A Coruña), coincidiendo con la expansión de la especie por otras zonas de Europa. En los últimos años, la colonia de las Sisargas ha sufrido una profunda crisis. El peligro crítico de extinción al que estaría sometido este pequeño núcleo ibérico por su dramático declive, se considera aminorado, tanto por el favorable estatus de conservación de esta especie en Europa, como por su probada capacidad de colonización, evidenciada en Galicia por los registros de aves anilladas en colonias bretonas y viceversa (se disminuye por ello dos niveles la categoría de amenaza hasta Vulnerable).

DISTRIBUCIÓN

Especie ampliamente distribuida por las costas templadas, boreales y subárticas del hemisferio norte. En el litoral oriental del océano Atlántico, las colonias ibéricas representan su límite de distribución meridional. La población mundial ha sido estimada entre 6 y 7 millones de parejas (Del Hoyo *et al.*, 1996). Recientemente se ha calculado un tamaño de población de 2,3 a 2,8 millo-

nes de parejas para toda Europa (BirdLife International/EBCC, 2000), registrando desde finales de los años treinta una expansión hacia el sur (Lloyd *et al.*, 1991), fruto de la cual ha llegado a colonizar la península Ibérica. En el año 1981 se encontró una pequeña colonia (tres parejas) en las islas Berlengas (Portugal), que desapareció en 1983 (Teixeira, 1984; Docampo & Velando, 1995). Según registros de anillamientos, las colonias ibéricas forman parte de la misma metapoblación que las colonias bretonas (5.500-5.600 pp.

en 1995, BirdLife International/EBCC, 2000) y posiblemente que las del sur de las islas Británicas.

España. A falta de información más antigua, la Gaviota Tridáctila es relativamente una reciente colonizadora de las costas españolas, nidificando exclusivamente en dos colonias de la Costa da Morte (A Coruña): islas Sisargas (Malpica) y cabo Vilán (Carmariñas).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Las colonias más próximas en Bretaña e islas Británicas están en expansión, y se encuentra en estatus favorable en Europa (BirdLife International/EBCC, 2000).

Desde su descubrimiento en 1975, la población española de Gaviota Tridáctila fue progresivamente en aumento hasta los años 1981-82, cuando totalizó 204 pp. (Bárcena *et al.*, 1987). La desaparición de una de las subcolonias de Sisargas propició un descenso del 25% en sus efectivos, que volvieron a recuperarse a principios de la década de los noventa, con 186 pp. en 1992 (Mouriño & Sierra-Abraín, 1995; Docampo & Velando, 1995). Desde 1993, la colonia de Sisargas sufre una profunda crisis (5 pp. reproductoras) y la población española pasa a depender, en su práctica totalidad, de una única localidad, el cabo Vilán, donde se contabilizaron 56 nidos en 1999 (Pombo, 2002b).

Islas Sisargas. El primer registro de nidificación data de 1975 (Rodríguez Silvar & Bermejo, 1975), en la Furna da Area; ese mismo año crió también en otros dos puntos de la isla Sisarga Grande, totalizando 51 parejas (Bárcena *et al.*, 1987). La especie no había sido registrada por Bernis (1948) en su visita ornitológica a estas islas. Un modelo de crecimiento de la población a partir de los censos anuales existentes, aventuró los años 1968-1970 como el momento más probable de colonización, coincidiendo con el periodo de máxima expansión en Europa (Docampo & Velando, 1995). La población se incrementó hasta alcanzar la cifra de 152 parejas en 1981, con dos núcleos reproductores: uno entre la Furna da Area y la Furna do Faro (105 nidos) y otro en la Furna da Galera (47 nidos) (Bárcena *et al.*, 1987). A partir de esa fecha se registra un leve descenso, hasta alrededor de 100 pp. en los años posteriores, al desaparecer el núcleo de la Furna da Galera, aunque la colonia vuelve a aumentar en la década de los noventa hasta 142 pp. en 1992 (Docampo & Velando, 1995). Desde entonces la colonia se ha visto sometida a una situación de colapso, que conduce a la presencia de aves adultas pero a una reducida ocupación de nidos: 120 aves y algunos nidos en 1993 (Docampo & Aller, 1994); 106 adultos y sólo 4 nidos con un único huevo en 1994 (Mouriño, 1995a); 13 adultos y 4 nidos en 1999 (Sandoval *et al.*, 2002) y 3 nidos en 2001 (A. Alcalde, datos propios).

Cabo Vilán. Nidifica al menos desde 1979, cuando A. Bermejo contabilizó en torno a 60 pp. reproductoras en los islotes situados en la punta del cabo (Docampo & Velando 1995). Desde entonces, la especie ha sido registrada criando todos los años que se ha monitorizado la colonia de aves marinas de esta localidad: 52 pp. en 1982 (Bárcena *et al.*, 1987), 44 en 1992 (Mouriño & Sierra-Abraín, 1995) y 47 en 1994 (Arcea, 1994), siempre en el islote Vilán de Fora, a excepción de 1982, cuando 3 pp. se instalaron en el islote Vilán de Terra. Datos recientes parecen confirmar la estabilidad de esta población (Pombo, 2002b; A. Alcalde, datos propios), dentro de unas esperadas fluctuaciones anuales.

ECOLOGÍA

La Gaviota Tridáctila es un ave marina de hábitos pelágicos que sólo ocupa el medio terrestre para nidificar. Las colonias de reproducción se instalan en acantilados marinos verticales, donde aprovechan repisas y salientes para construir los nidos, que llegan a estar en contacto unos con otros. En Galicia, nidifican en inmediata proximidad de araos, cormoranes moñudos y gaviotas patiamarillas. Al contrario que otras gaviotas, los pollos son nidícolas, dado el abrupto medio donde crían. La madurez sexual la alcanzan a partir de los 4 años. No se conocen las áreas de alimentación de las colonias ibéricas, aunque presumiblemente se ubiquen en aguas cercanas a las colonias.

La colonia de las islas Sisargas ha sido sometida a anillamiento con colores, lo que ha permitido la recuperación de un joven en la costa de Marruecos (Docampo & Aller, 1991), el control de aves nidificando como adultas en cabo Vilán y en colonias bretonas, así como numerosas observaciones de aves volviendo a su localidad de origen (F. Docampo, com. pers.). Es bien conocida la facilidad con la que jóvenes nacidos en unas colonias nidifican en otras localidades (Coulson & Néve de Mevérgnies, 1992). Las áreas de invernada de las aves gallegas son desconocidas. En esta época y en los pasos migratorios (septiembre-diciembre y marzo-abril), las costas ibéricas reciben la visita de individuos procedentes del centro y norte de Europa (Díaz *et al.*, 1996) en unos contingentes todavía no evaluados, si bien se sabe que es mucho menos frecuente en el Mediterráneo: 8 aves contra 1.422 en el Atlántico durante el censo de lárvidos litorales de 1984, año excepcional en mortandad (1.479 aves) y arribadas a la costa (Bermejo *et al.*, 1986). Con ocasión de temporales, se han recogido aves muertas tierra adentro (ver revisión en Paterson, 1997). Se han detectado aves anilladas en colonias bretonas nidificando en las islas Sisargas (Docampo & Velando, 1995), así como jóvenes marcados en Sisargas criando en Bretaña (Vidal & Salvadores, 2000) por lo que la especie tiene probada capacidad colonizadora.

AMENAZAS

Las colonias de Gaviota Tridáctila dependen en gran medida del medio marino y es de la degradación de las condiciones ambientales marinas de donde provienen la mayoría de las amenazas. La colonia de cabo Vilán es inaccesible por tierra y no se registran molestias por mar. En las islas Sisargas se puede acceder andando hasta la inmediata proximidad de la colonia, aunque apenas existen visitantes. Sin embargo, serían aconsejables la protección y la vigilancia estrictas de estas localidades.

La crisis que sufre la colonia de Sisargas desde 1993 no ha sido estudiada pero puede relacionarse con un desfavorable estado fisiológico de las aves, toda vez que un elevado número de aves adultas ocupan anualmente territorio, pero son muy pocas las que nidifican, siendo la productividad prácticamente nula. Esta crisis coincide con el accidente en diciembre de 1992 del petrolero *Aegean Sea* en A Coruña, a 40 km de la colonia: el vertido de toneladas de crudo y los tratamientos con disolventes químicos para neutralizar el vertido, quizás hubieran podido afectar a esta especie a través de la cadena trófica, aunque no se hayan detectado estos efectos en otras aves marinas nidificantes, ni en la colonia de cabo Vilán (alejada sólo otros 30 km).

La posibilidad de que la colonia haya sido infectada por parásitos o alguna epidemia está más sustentada, toda vez que este es

un fenómeno conocido a lo largo de su área de distribución, desertando y reduciéndose estas colonias mientras otras aumentan (Coulson & Danchin, 1997).

Por lo demás, y como en el caso de otras aves marinas, las gaviotas tridáctilas se ven afectadas por los vertidos de petróleo: un 31,3% sobre 501 ejemplares recogidos muertos en las costas atlánticas españolas entre 1980 y 1998 presentaban indicios de petróleo corporal (Arcos *et al.*, 2001). Algunos individuos también mueren atrapados en artes de pesca, principalmente palangres, tal y como se ha documentado en las costas asturianas y gallegas (Diego *et al.*, 1988; Grupo Erva, 1992). La caza de aves marinas desde embarcación parece estar prácticamente erradicada. Finalmente, la sobreexplotación de recursos marinos e incluso el uso ilegal de explosivos en las actividades pesqueras, pueden ser otros factores que supongan amenaza para estas colonias.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Censo de parejas nidificantes en 1994 por encargo de la Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia (Arcea, 1994).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Seguimiento anual de la población reproductora, incluyendo vigilancia y limitación de visitantes, especialmente en las islas Sisargas.
- Investigar su ecología marina y alimentación en las costas gallegas, especialmente durante la época de reproducción.
- Estudiar en detalle la mortandad de aves marinas en artes de pesca, preferentemente en el litoral gallego, incluyendo el seguimiento de las diferentes artes a lo largo de todo el litoral por parte de personal especializado desde las propias embarcaciones.
- Avanzar en la erradicación de vertidos de petróleo en las costas, tanto en la prevención de accidentes como en la vigilancia de lavados de depósitos.
- Captura de aves adultas en la colonia de Sisargas y examen de su estado fisiológico.

Pagaza Piconegra *Gelochelidon nilotica*

Vulnerable; VU B1ac(iii,iv)+2ac(iii,iv)

Autor: Juan Manuel Sánchez Guzmán

La Pagaza Piconegra cuenta una pequeña población fluctuante (dependiendo de las condiciones ambientales anuales) de unas 3.000-3.500 parejas. Su tendencia no se conoce con un mínimo de precisión, aunque parece mantenerse estable (o a lo sumo, en ligero incremento). Califica como Vulnerable por presentar un área de distribución muy restringida y fragmentada (área de ocupación inferior a 2.000 km²), repartida durante la reproducción en un número de localidades (algunas de éstas incluye varias colonias) estables, habitualmente inferior a diez (delta del Ebro, y lugares aislados del Levante, La Mancha húmeda, humedales de la provincia de Albacete, marismas del Guadalquivir, Extremadura y otras colonias o puntos de reproducción muy localizados y dispersos. En general en toda la población peninsular, pero particularmente en algunas zonas (Doñana, Fuente de Piedra y la Mancha húmeda principalmente), las fluctuaciones en el número de parejas son extremas, igualmente sucede en el caso del número de localidades. No es adecuado hacer corrección de la categoría de amenaza, teniendo en cuenta que la población más próxima (la francesa) -aunque en crecimiento- es muy pequeña en comparación con la española.

DISTRIBUCIÓN

Su distribución mundial es localizada, siendo politépica y observándose distintas subespecies en distintas regiones (incluyendo Norteamérica y Asia). En el Paleártico encontramos *nilotica* que ocupa distintas zonas de Europa, llegando sus colonias hasta Turquía y el mar Caspio en su extremo oriental. Dichas poblaciones invernan en el área transaharina (Mauritania, Senegal, Mali, Kenia), pudiendo existir dos poblaciones segregadas en las áreas de reproducción e invernada (J. M. Sánchez-Guzmán, datos propios) con dos rutas migratorias también diferenciadas.

España. Ha criado en numerosas zonas húmedas de la península Ibérica, restringiéndose básicamente a la mitad meridional y a zonas de la cuenca mediterránea. La áreas tradicionales de cría de la especie se corresponde con las marismas del Guadalquivir, la laguna de Fuente de Piedra y las lagunas temporales de la Mancha húmeda. La población de las marismas del Guadalquivir

presenta numerosas ubicaciones, que van desde la Marisma Gallega, Entremuros, Isla Mayor y salinas de Sanlúcar de Barrameda a las marismas del interior del Parque Nacional de Doñana (M. Mániz, com. pers.), tratándose de la misma población que año tras año reubica su/s colonia/s posiblemente en función de la pluviometría y por lo tanto de la disponibilidad de áreas propicias para asentar su/s colonia/s. La colonia de la laguna de Fuente de Piedra es de la que existen referencias más antiguas, existiendo relatos del siglo XIX donde ya se citaba a la especie criando en sus aguas salobres. En Castilla-La Mancha son numerosas las zonas húmedas que han sido ocupadas por colonias de la especie en las provincias de Toledo, Ciudad Real y Cuenca: Manjavacas, Longar de Lillo, Albardiosa, Quero, Petróla, Alcázar de San Juan, Marmejuela, Valdancha, Peña Hueca, etc.) (Martínez Vilalta, 1991; CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

Colonias más recientes pueden encontrarse en la laguna de Gallocanta (Martínez-Vilalta, 1991), o en el delta del Ebro, dónde

nidifica desde mediados de siglo (Maluquer & Pons, 1961). Nuevas colonias han aparecido en Murcia (San Pedro del Pinatar) y Comunidad Valenciana, siendo la más importante la de la albufera de Valencia (SEO/BirdLife, 2000). Finalmente una población se ha asentado en los embalses de las cuencas medias de los ríos Tajo y Guadiana (Extremadura), donde año tras año cambian la ubicación de las colonias (Valdecañas, Orellana, Los Canchales, Sierra Brava, Casas de Hito, Alange, Arroyo Conejo, Gorbea).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La subespecie más amenazada es la subespecie paleártica, *nilotica*, que parece haber abandonado un 75% de las localidades donde nidificaba a principios de siglo (Sánchez & Fassola, en prensa); en la actualidad prácticamente ha desaparecido del norte y este de Europa, donde según parece existían importantes poblaciones (Möller, 1978). La población del Paleártico occidental se encuentra en torno a las 9.500-11.600 pp. y se puede indicar que la especie presenta un fuerte retroceso en el norte (Dinamarca, Holanda, Alemania) y este (Turquía, Grecia), mientras en los países del Mediterráneo occidental (España, Francia, Italia) las poblaciones son más o menos estables en su conjunto. En los países norteafricanos (Argelia, Túnez y Marruecos) las poblaciones son muy inestables y en los países del oeste de dicho continente (Mauritania, Senegal), la tendencia es igualmente a un fuerte descenso de la población (para mayor información sobre estas poblaciones véase: Möller, 1975; Chernincko, 1993; Rose & Scott, 1994; Tucker & Health, 1994; Magnin & Yarar, 1997).

España. La falta de coordinación en los censos de las distintas colonias impide conocer el tamaño de la población y la tendencia. La población de las marismas de Guadalquivir ha oscilado en los últimos 15 años entre 400 y 2.300 pp., sin contar algunos años de fuerte sequía en los que no se reprodujo (Máñez, 1991a; M. Máñez, com. pers.; EBD, 1995, EBD & PND, 1996, 1998-2002), mientras la otra gran población andaluza se encuentra en la laguna de Fuente de Piedra (M. Rendón, com. pers.), donde el rango poblacional se encuentra entre 200 y 800 pp. La Mancha húmeda alberga un promedio de 500 pp. (Martínez Vilalta, 1989). En 2001, se censaron (Toledo, Cuenca y Albacete) 615-631 pp. (121-160 pp. en Ciudad Real en 1998), aunque se ven afectadas por grandes fluctuaciones interanuales (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). Poblaciones pequeñas, y según parece estables, se encuentran en la laguna de Villafáfila (10-13 pp., Palacios & Rodríguez, 1999) y la laguna de Gallocanta (Martínez Vilalta, 1989). También en el interior la pequeña población que se asentó en los embalses y lagunas extremeños, se encuentra en torno a las 1.100 pp. (J. M. Sánchez, datos propios). En la costa mediterránea la población más antigua se encuentra en el delta del Ebro, donde los últimos datos indican una población de 200-300 pp. (Martínez-Vilalta, 1988, 1994, 1996; PNDE, 1998), pero otras poblaciones se han asentado en humedales murcianos y valencianos, destacando la única colonia en la Albufera, que se instaló en 1994, desde entonces en aumento hasta que, en 2000, ascienda a 353 pp. (SEO/BirdLife, 2000).

La población peninsular puede encontrarse en torno a las 3.000-3.500 pp., suponiendo el 80-85% de la población de la ruta migratoria de Europa occidental. La tendencia en el conjunto de España parece ser estable e incluso con una ligera tendencia al aumento, consecuencia de la aparición de nuevas colonias. Situación que puede equipararse a las colonias del mediterráneo occidental,

únicas que gozan de esta situación. De una manera retrospectiva y en función de los datos que existen, la situación de las distintas poblaciones es muy dispar. En el caso de la laguna de Fuente de Piedra existe una clara tendencia al descenso, ya que la población actual dista de las 1.000-1.600 pp. (Antúnez *et al.*, 1979) que había en la década de los setenta. Además es necesario resaltar que en la actualidad y por razones diversas se corresponde con una población cuya productividad es muy baja (M. Rendón, com. pers.). La población de las marismas del Guadalquivir se corresponde con una o varias colonias que cambian habitualmente de ubicación y que su mayor característica, es estar sometida a fuertes fluctuaciones en el número de parejas nidificantes entre los distintos años, sin una clara tendencia, fruto probablemente de la impredecible disponibilidad de áreas de reproducción apropiadas.

La situación en La Mancha húmeda es similar a Doñana, ya que parece estar sometida a fuertes fluctuaciones poblacionales, cuyo origen es similar al anteriormente señalado. En la lagunas de Gallocanta y Villafáfila la situación parece más estable, ya que los datos que se poseen indican valores similares entre los años sesenta y ochenta. Las poblaciones de la costa mediterránea (delta del Ebro, Valencia y Murcia) son reducidas. La del delta del Ebro mantiene un contingente más estable que en el pasado y la única colonia de la Comunidad Valenciana (albufera de Valencia) ha ido creciendo de forma sostenida desde su instalación en 1994 (SEO/BirdLife, 2000).

Extremadura parece el punto contrapuesto al resto de las poblaciones, ya que la población no ha dejado de aumentar en los últimos años. En un principio, se asentó una población exigua, probablemente fruto de fracasos reproductores en otras zonas, o bien en años de baja pluviosidad, que impidieron la reproducción en otras zonas húmedas naturales. Actualmente la población se ha multiplicado por cinco respecto a inicios de la década pasada.

ECOLOGÍA

La especie nidifica en islas, rara vez en orillas, de lagunas naturales o artificiales, de aguas dulces o salobres, en aguas naturales o artificiales: embalses, salinas, marismas o deltas de ríos, ocasionalmente en orillas de estas masas de agua (Sánchez & Muñoz, 1997). Las colonias, habitualmente muy densas, pueden ser monoespecíficas o mixtas, nidificando junto a otros láridos (gaviotas reidoras, picofinas y charrancito), o limícolas (cigüeñuelas, avocetas, canasteras, chorlitos etc.) (Sánchez *et al.*, 1989). Prefiere islas con baja cobertura vegetal (1-20%), lo que parece tener una relación directa con la productividad (Otero-Muerza, 1980; Carmena *et al.*, 1981; Sánchez *et al.*, 1991).

La especie alcanza nuestras latitudes durante el mes de abril en fechas variables según área y clima y en las colonias más tempranas comienza a criar a finales de abril (Sánchez & Blasco, 1986), puede prolongar sus puestas de reposición hasta el mes de junio-julio, en cuyo caso su productividad disminuye considerablemente (J. M. Sánchez-Guzmán, datos propios). La puesta media de la especie es algo inferior a los dos huevos (1,87-1,95; Sánchez & Sánchez, 1991; Sánchez & Blasco, 1986), pero varía interanualmente pudiéndose observar años donde predominan las puestas de tres huevos (J. M. Sánchez-Guzmán, datos propios). La productividad varía considerablemente entre colonias, no siendo extraña aquellas inferiores al 20% o superiores al 80%.

Presenta un amplio rango de hábitats de alimentación, dentro de su continentalidad, siendo una especie que se alimenta en zo-

nas más secas que otros charranes, si bien es habitual observarla en agua dulce y marismas (Sánchez & Muñoz, 1997; Costa, 1984). Se alimenta principalmente en zonas cultivadas (cultivos intensivos o extensivos) (Sánchez, 1984), así como en pastizales naturales o tierras inundadas. Su alimento básico está compuesto esencialmente por coleópteros y ortópteros (Sánchez *et al.*, 1993), pero es capaz de aprovechar abundancias locales de recursos, tales como crustáceos (Costa, 1984), peces (J. M. Sánchez-Guzmán, inédito), anfibios (Cabo & Sánchez, 1986), reptiles (Bogliani *et al.*, 1990), pequeños mamíferos, pollos de otras especies de aves, pudiendo convertir en estas explosiones de presas su dieta en monoespecífica (para más detalles sobre actividad de alimentación véase Bogliani *et al.*, 1990; Leveque, 1955).

AMENAZAS

Numerosos factores afectan a las distintas colonias y/o poblaciones de la especie en nuestra región. Algunas de ellas consecuencia de su propia ecobiología, ya que al ocupar islas de humedales mediterráneos se ven sometidas a fuertes variaciones en el nivel de las aguas, que en numerosos casos condicionan el fracaso de toda la colonia (Sánchez & Rodríguez, 1994), ya sea por inundación de las colonias de cría, ya sea por conexión con la orla (Sánchez & Sánchez, 1991; Biber, 1994). Esta inestabilidad del hábitat reproductor afecta no sólo a las poblaciones ibéricas, sino que es común a otras regiones (Sadoul *et al.*, 1996).

Pérdida de hábitat de reproducción (Fassola *et al.*, 1993) parece haber sido determinante en la fuerte tendencia al descenso de la población paleártica y en especial la del norte y este de Europa (Möller, 1975; Chernichko, 1993). Este factor parece tener su base en la pérdida directa de humedales por desecación o por la regulación de ríos (Reichholf, 1989), pero no hay que olvidar que en numerosas zonas de alimentación próximas a las colonias los pastizales naturales donde se alimentaban han sido transformados en áreas agrícolas (Siokhin, 1993), ya que el uso intensivo de insecticidas ha condicionado el mantenimiento de poblaciones presas (Rudenko, 1996). En su área de invernada no existen estudios sobre la situación de la especie.

Depredación. Por otra parte son numerosos los depredadores que pueden incidir sobre las colonias, ya que al unirse las islas a la orla por disminución del nivel de las aguas, zorros, jabalíes, perros, etc. acceden a éstas provocando importantes pérdidas de pollos y huevos. Los depredadores aéreos diurnos (garzas, rapaces) parecen no tener importante influencia sobre la productividad de la especie, a excepción de Halcón Peregrino, que, cuando existe, tiene una activa depredación sobre los volanderos (J. M. Sánchez-Guzmán, datos propios). Las rapaces nocturnas parecen ser más eficaces, ya que la Lechuza Común puede ser un depredador activo de pollos, mientras que el Búho Campestre lo es incluso de adultos, lo que es más determinante para la productividad de la

colonia, ya que puede provocar su abandono (situaciones similares se dan en otros charranes de tamaño similar), con estas rapaces o rapaces de tamaño similar. En algunas colonias pueden existir serios problemas de pérdidas de huevos y pollos por roedores (Goutner, 1987) e incluso por otros Láridos de mayor tamaño (M. Rendón, com. pers.; Sánchez & Blasco, 1986). Unos y otros factores tienen una incidencia directa sobre la productividad de la especie, que en numerosas ocasiones no supera el 10%, este bajo valor puede tener una fuerte influencia sobre la especie a medio plazo.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Pocas son las medidas que han ido encaminadas a proteger las distintas poblaciones de la especie. En Andalucía, en la laguna de Fuente de Piedra, una serie de acciones (1981-1982) encaminadas al mantenimiento y restauración de áreas emergidas, tuvo una rápida respuesta por parte de la especie, nidificando un importante contingente de la población del entorno en estas áreas (Blasco & Sánchez, 1984), siendo la productividad de estas colonias en años sucesivos elevada (Sánchez & Blasco, 1986). Experiencias similares han sido desarrolladas en otras regiones, como la Comunidad Valenciana y Extremadura, donde un amplio plan de manejos en el embalse de Orellana (zona Ramsar) y en el embalse de los Canchales ha tenido como respuesta un aumento de la población de 110-120 pp. (Sánchez & Sánchez, 1991) a 1.100 pp. (Sánchez & Rodríguez, 1994, datos propios).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Las medidas necesarias para el mantenimiento de la especie deben ir encaminadas a dos aspectos básicos, el mantenimiento de sus áreas de alimentación y la seguridad de sus áreas de reproducción. En el primero de los casos y dada la dependencia de la especie de la comunidad de insectos, es necesario controlar el uso de insecticidas letales que puedan ocasionar intoxicaciones y mortalidades en la especie, así como la no transformación del uso del suelo en las áreas de forrajeo.

Las colonias deben ser protegidas asegurándose su aislamiento frente a los depredadores terrestres, que tienen una incidencia determinante sobre la productividad de un gran número de colonias (para más detalles de depredación comunes con otras especies de la lista roja, véase: Gaviota Pico fina, Gaviota de Audouin, Charrancito Común, Fumarel Cariblanco, entre otras). Igualmente en las áreas propicias para la especie las islas deben ser gestionadas para posibilitar su asentamiento, pues es muy exigente en cuanto a las características de su lugar de reproducción (Sánchez *et al.*, 1991; Sánchez & Rodríguez, 1994).

Charrán Patinegro *Sterna sandvicensis*

Casi Amenazado; NT [VU D2]

Autores: José Ignacio Dies y Bosco Dies

El Charrán Patinegro es un colonizador relativamente reciente que nidifica en dos localidades del Mediterráneo ibérico (delta del Ebro y albufera de Valencia), donde ha experimentado un importante aumento de sus efectivos. La extremada localización de sus colonias y la posible carencia de localidades alternativas para su expansión, hacen que la especie se califique como Vulnerable, mostrando un área de ocupación muy restringida. Sin embargo, es razonable que las poblaciones extra-ibéricas puedan tener cierto efecto rescate, por lo que a nivel regional la especie califica como Casi Amenazada. La población ibérica sólo representa un 4% del total europeo y un porcentaje todavía menor de la población mundial.

DISTRIBUCIÓN

Especie polítípica, con tres subespecies reconocidas (Del Hoyo *et al.*, 1996): *sandvicensis* (nidificante en Europa hasta el mar Caspio; invernante en el Mediterráneo, mares Negro y Caspio, costa atlántica africana hasta Sudáfrica, sur de la península arábiga, golfo pérsico, noroeste de la India y el Sri Lanka), *acuflyavidus* (nidificante del este de Norteamérica al sur del Caribe; invernante desde el sur del Caribe al sur del Perú y el Uruguay) y *eurygnatha* (nidificante muy local en el Caribe y en las costas atlánticas de Sudamérica).

España. Nidifica en dos localidades aisladas del litoral mediterráneo (delta del Ebro, albufera de Valencia). Especie común en paso y durante la invernada en el litoral, con aves procedentes de toda Europa y del mar Negro, y con principales concentraciones invernales en las rías bajas, golfo de Cádiz y litoral mediterráneo. No suele presentarse en localidades interiores. En los archipiélagos aparece durante la migración y la invernada, siendo mucho menos común en Baleares que en Canarias.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Nidificante establecido a partir de 1971 en el delta del Ebro (Tarragona) y desde 1993 en la albufera de Valencia (Valencia), donde mantiene sus únicos núcleos estables de reproducción (Martínez-Vilalta 1988, Dies 1996). Ha nidificado en otras localidades del Mediterráneo, como en las salinas de Santa Pola (Alicante) en 1994 (Ramos & Aragoneses 1995) y del litoral atlántico, como en Cádiz (Bárcena *et al.*, 1984; desmentido en Paterson 1997) o en Villaviciosa (Asturias) en 1971 (Noval 1975). La población nidificante ha experimentado un incremento gradual desde su instalación y en 2001 llega a alcanzar las 3.000 pp. En la actualidad, se considera que la población nidificante en las dos colonias ibéricas podría ser considerada como partes de una sola metapoblación.

La ocupación de la cuenca mediterránea como área de nidificación parece ser un fenómeno reciente, acelerado a partir de la segunda mitad del siglo XX, cuando coloniza la Camargue (Francia) en 1956, el delta del Ebro (España) en 1971, el valli di Comaccio (Italia) en 1979 y el delta del Evros (Grecia) en 1981 (Ferrer & Martínez-Vilalta 1993). Desde 1970, las poblaciones de la Europa atlántica y de la cuenca mediterránea han experimentado un incremento sustancial, mientras que los principales efectivos europeos de la especie, localizados en la costa ucraniana del mar Negro, han sufrido

un declive de hasta el 50% durante el mismo periodo, por lo que su población presenta un criterio desfavorable, de moderado declive, en el conjunto europeo (Tucker & Heath 1994).

Cataluña. Nidifica exclusivamente en el delta del Ebro (Tarragona), donde se conoce un dato de nidificación probable, no confirmado, en 1870 (Muntaner *et al.*, 1984). Su nidificación aislada se comprobó por primera vez en 1961, pero no se establece definitiva y regularmente hasta 1971 (Ferrer & Martínez-Vilalta 1993). A partir de entonces desarrolla un gradual incremento, desde las cuatro parejas iniciales hasta un máximo de 1.889 pp. censadas en 1996 (Martínez-Vilalta 1996). Censos posteriores parecen mostrar fluctuaciones anuales, con 1.487 pp. nidificantes censadas en 1998 y 1.666 en 2001 (Bertolero & Martínez-Vilalta 2001, Bigas & Vidal 2002).

Se conocen pautas de cortejo en zonas alejadas de las colonias, como las observadas en el delta del Llobregat (Barcelona), cuando 15 pp. defendieron un territorio y simulaban construcción de nidos en 1988 (Gutiérrez *et al.*, 1995).

Valencia. Nidifica con regularidad en la albufera de Valencia (Valencia) desde 1993. En esta localidad se ha citado la nidificación de cuatro pp. en 1984, instaladas en una isla de la laguna (Urios *et al.*, 1991), pero este hecho no está bien documentado y parece poco probable. Su nidificación se comprobó por primera vez en 1993, cuando se instala como reproductor en el recién restaurado saladar del Racó de l'Olla (Dies 2000). A partir de entonces, nidifica todos los años y experimenta un gradual incremento, pasando de cuatro parejas iniciales a las 1.355 pp. censadas en 2001.

En 1994 se comprobó la instalación de una colonia de 28 pp. en las salinas de Santa Pola (Alicante), finalmente malograda por depredación (Ramos y Aragoneses 1995, Estació Ornitològica l'Albufera 1997), siendo el único caso conocido de reproducción en los humedales alicantinos (Ramos y Fidel 1999).

Asturias. En 1971 se verificó la única cita de cría, referida a tres parejas que sacan adelante un pollo, cerca de Villaviciosa, con un segundo intento fracasado al año siguiente, en el mismo sitio (Noval 1975).

ECOLOGÍA

Las dos colonias españolas, particularmente la situada en Valencia, se localizan en el extremo más meridional de reproducción de

la especie en Europa y se sitúan en medios sedimentarios de transición litoral. La colonia del delta del Ebro se ha instalado en sitios diferentes; en las lagunas litorales, salinas, playas de arena con dunas y marismas de inundación marina, normalmente ocupando zonas relativamente altas, sin vegetación o con vegetación halófila rala y suelos arenosos o limosos (Ferrer *et al.*, 1986; A. Martínez-Vilalta *in litt.*). En la albufera de Valencia nidifica en un saladar de la restinga, ocupando islas de tamaño medio (ca. 2.200 m²) y baja altura (menos de 0.3 m), con suelos limosos y abundancia de conchas, entre vegetación halófila (*Salicornia* sp., *Arthrocnemum* sp.) de bajo porte (Dies 2000).

En ambas colonias, el hábitat de cría es compartido con otras especies, particularmente Charrán Común *Sterna hirundo*, Gaviota Pico fina *Larus genei* y Avoceta Común *Recurvirostra avosetta*. En el caso de la albufera de Valencia, ocupa las cotas más altas de las islas, significativamente por encima de Charrán Común y Gaviota Pico fina (Dies y Dies 2000). Las colonias son ocupadas por los adultos reproductores a partir de marzo, las primeras puestas tienen lugar desde finales de abril y pueden extenderse hasta mediados de julio (Ferrer *et al.*, 1986, Dies *et al.*, 1999). En ambas colonias, la puesta modal es de dos huevos (Bertolero & Martínez-Vilalta 2001; J. I. Dies, inédito). En ambos casos, las colonias se instalan frente a costas someras con una alta productividad trófica. Durante la reproducción, las aves nidificantes en la albufera de Valencia seleccionaron preferentemente el mar para la alimentación (95,4%), frente a los ambientes lagunares (Dies 2000).

Las poblaciones del Atlántico europeo y del Mediterráneo invernan en el Atlántico africano, llegando hasta Sudáfrica y alcanzando el Índico, mientras que la población del mar Negro inverna, mayoritariamente, en el Mediterráneo central y occidental (Paterson 1997). La población invernante en España debe estar compuesta por unos pocos miles de ejemplares. En 1984 se censaron unos 3.000 ejemplares (Carrera 1988) y en 1992 todavía se mantenía en los 3.000-3.500 ejemplares, con principales concentraciones en el litoral mediterráneo (Valencia y Cataluña) y en Galicia, siendo muy escaso en el Cantábrico (Álvarez 1993). En el Atlántico, las aves invernantes aparecen preferentemente en rías, bahías y puertos pesqueros (Paterson 1997) y en la costa mediterránea ibérica parecen seleccionar las aguas marinas litorales, en tramos de costa arenosos con zonas húmedas en sus inmediaciones (Ferrer *et al.*, 1986). Tras instalarse como reproductor en la albufera de Valencia y superar el millar de parejas nidificantes, no se ha observado un incremento en el número de aves invernantes en la localidad, lo que parece indicar que la población nidificante puede tener un comportamiento migratorio estival.

AMENAZAS

Colonias extremadamente localizadas. La especie presenta sus efectivos reproductores concentrados en dos únicas colonias. Se trata de localidades ocupadas recientemente, durante un proceso de expansión de los efectivos europeos de la especie. Su localización puntual hace que la población reproductora sea vulnerable. Su posición marginal, en el rango de presencia europeo de la especie, hace que sea susceptible de experimentar nuevos cambios en los procesos de expansión o regresión demográfica de la especie.

Alteración del hábitat y molestias. Derivado de su extrema localización, cualquier alteración ambiental del entorno de las colonias, como la reducción de la superficie del hábitat óptimo para la cría, la alteración paisajística, los cambios en el régimen hídrico, así como el incremento de las molestias derivadas de la acti-

vidad humana, pueden afectar a la productividad e incluso motivar deserciones. Se trata de una especie bastante sensible a las molestias, incluyendo las entradas en las colonias al principio del ciclo reproductor, y resulta extremadamente vulnerable a la acción de los predadores terrestres, particularmente de especies antropófilas (perros, gatos y ratas).

Carencia de localidades potenciales de cría. Debido a la intensa ocupación humana del litoral español, existen muy pocas localidades que reúnan las condiciones óptimas para la nidificación de la especie. La aparente carencia de alternativas dificulta la colonización de nuevas localidades. Por otro lado, las colonias existentes son susceptibles de ser desplazadas por otras especies de aves nidificantes en ambientes similares, particularmente gaviotas (Laridae) de gran tamaño, igualmente afectadas por la falta de localidades alternativas para su expansión. Al ser una especie adaptada a ocupar hábitats inestables, cambia localmente la ubicación de sus colonias con facilidad. Así, en el caso del delta del Ebro, las colonias pueden instalarse fuera de las zonas más protegidas, en función de condiciones ambientales eventuales, lo que puede comprometer la seguridad de las mismas.

Alteración de los recursos tróficos. La productividad de las colonias depende de la disponibilidad de alimento en las localidades de cría, particularmente de especies Clupeiformes, muchas de las cuales están sometidas a explotación económica y pueden llegar a sufrir sobrepesca. Las colonias se localizan en un entorno agrícola, particularmente de arrozales, con un uso intenso de pesticidas, que puede afectar a las aguas continentales y marinas donde se alimentan las colonias.

Efecto de los procesos naturales. Algunos de los procesos naturales que operan sobre la productividad de las colonias, tales como la inundación de los nidos, las condiciones meteorológicas adversas o la acción de los predadores, pueden tener una mayor repercusión derivada de localización extrema de las colonias. En ocasiones, la alteración antrópica del hábitat puede acentuar la acción de estos procesos, con la inundación artificial de las colonias, la pérdida de la insularidad de las colonias por desecación artificial, la introducción de depredadores como perros y gatos, o la potenciación de especies depredadoras, como las ratas (particularmente *Rattus norvegicus*) y la Gaviota Patiamarilla *Larus cachinnans*.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Ambas localidades de cría se encuentran protegidas legalmente y las colonias se localizan en zonas que gozan del máximo grado de protección, con limitación del acceso humano y de cualquier uso, particularmente durante la estación reproductora.

La regeneración ambiental del Racó de l'Olla, realizada por administraciones municipal y autonómica entre 1986 y 1992, comprendió la adecuación de hábitat para la cría en un saladar de la restinga, y posibilitó la instalación de la especie en la albufera de Valencia a partir de 1993. La colonia de esta localidad se beneficia de una labor anual de vigilancia y manejo (Dies 2000), que incluye el desbroce de las islas utilizadas para la nidificación.

Las políticas agrarias que priman el uso de fitosanitarios de baja peligrosidad, particularmente las establecidas para el cultivo del arroz, deben conducir a una menor presencia de contaminantes en las cadenas tróficas de los ambientes acuáticos litorales.

Actualmente se realizan censos del número de parejas nidificantes y de los efectivos invernantes y existen líneas de subvención pública para la realización de estudios sobre la especie. Exis-

ten programas de educación ambiental, en las localidades de nidificación, que destacan la importancia de la especie.

PROPUESTAS DE CONSERVACIÓN

Consolidar figuras de protección que preserven las condiciones ambientales naturales de las localidades utilizadas actualmente para la nidificación, afectando tanto al entorno de las colonias como a los hábitats de alimentación de las mismas. Es importante que en las zonas donde nidifica se realice una gestión hidrológica favorable, evitando procesos artificiales de desecación o inundación, garantizando el aislamiento de las colonias y evitando la entrada de depredadores terrestres.

Posibilitar la regeneración de ambientes degradados que puedan ser utilizados para la nidificación de la especie, tanto en las lo-

calidades de nidificación actual como en localidades de nidificación potencial, atendiendo a los requerimientos ecológicos de la especie.

Desarrollar programas para preservar los recursos tróficos de los que dependen las colonias, considerando la importancia que tiene el aporte de nutrientes al mar de las aguas continentales procedentes de las zonas húmedas litorales.

Acentuar las medidas de mejora de la calidad de las aguas, en relación con la regulación del uso de fitosanitarios en la agricultura y con los procesos de depuración de aguas residuales, urbanas e industriales.

Incentivar programas de investigación en las localidades de cría y en las de invernada, incluyendo programas que describan la situación ambiental en el litoral Atlántico africano, con vistas a intervenir en la atenuación de procesos que puedan perjudicar a la especie.

Charrán Común *Sterna hirundo*

Casi Amenazado; NT D2

Autores: José Ignacio Dies, Ricard Gutiérrez y Bosco Dies

El Charrán Común es un nidificante muy localizado que presenta sus efectivos concentrados en tres localidades del litoral mediterráneo ibérico, pudiendo formar una metapoblación que contaría con algo más de 7.000 parejas y que parece haber experimentado una recuperación gradual tras un marcado declive en la década de los setenta. Tanto la población ibérica como la del archipiélago canario pueden ver muy comprometida su expansión debido a la transformación antrópica del litoral y la consiguiente carencia de hábitats en condiciones óptimas para la nidificación. La especie se califica como Casi Amenazado atendiendo exclusivamente al número de localidades que es inferior a ocho (umbral máximo para este criterio).

DISTRIBUCIÓN

Especie polítipica, con cuatro subespecies reconocidas (Del Hoyo *et al.*, 1996): *hirundo* (Norteamérica y norte de Sudamérica, islas atlánticas, Europa, norte y oeste de África, Oriente Medio y mares Negro y Caspio, hasta el valle del Yenisei; inverte al sur del Trópico de Cáncer), *minussensis* (Asia central hasta Mongolia y sur del Tíbet; inverte en el Índico), *tibetana* (Mongolia, el Kashmir, el Tíbet y Sichuán; inverte en el Índico) y *longipennis* (nordeste de Siberia a nordeste de China; inverte en el sudeste asiático y Australia).

España. Nidifica en localidades aisladas del litoral mediterráneo (principalmente en el delta del Ebro, albufera de Valencia y en las salinas de Santa Pola y San Pedro del Pinatar). Estas colonias podrían configurar una única metapoblación. No se tiene constancia de la contribución de efectivos reproductores extraiibéricos al gradual aumento experimentado en las últimas décadas por las principales colonias del litoral mediterráneo. Nidifica también en las islas más occidentales del archipiélago canario (La Gomera, El Hierro y La Palma). Nidificante ocasional en otras localidades del interior y norte de la Península. Regular durante la migración de los efectivos europeos y raro durante la invernada. Migrante raro en las islas Baleares.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Cataluña. Presente como nidificante en el delta del Ebro, sin que se haya registrado ningún intento de reproducción fuera de esta localidad. Su nidificación ha sido documentada desde 1956, aunque cabe presumir que lo hacía con anterioridad; los efectivos mostraron un importante declive en la década de los setenta, aumentando con oscilaciones hasta el final del siglo XX (Ferrer, 1997). En 1996 se censan 4.953 pp. (Martínez-Vilalta, 1996) y en 1997 3.479 pp. (Arcos *et al.*, 1998), con un máximo de 5.495 pp. en 1998 y superando las tres mil parejas en 2000-2001, con tendencia al aumento en 2002 (D. Bigas & F. Vidal/Parc Natural Delta de l'Ebre, 2002; D. Bigas, com. pers.). La población reproductora actual se estima en 3.400-5.000 pp., con una tendencia de gran aumento (al menos un 50%) en los últimos veinte años. Se estima que sólo un 7% de este aumento puede atribuirse a una mayor prospección (J. Estrada/ICO, in litt.). Existen recuperaciones que demuestran la conexión de las aves presentes en el delta del Llobregat con la Camargue francesa (Gutiérrez *et al.*, 1995).

Comunidad Valenciana. La principal colonia nidificante se localiza en la albufera de Valencia, donde la especie fue considerada abundante por Pechuán (1965), pero desaparece a partir de 1973 (Docavo, 1979), siendo reocupada nuevamente a partir de

1983 (Urios *et al.*, 1991). Posteriormente, los efectivos nidificantes han pasado de uno o dos centenares de parejas durante los años ochenta, a superar las 2.000 pp. desde 1999 (Díes *et al.*, 1999), con 2.293 pp. en 2002 (datos propios).

Nidifica regularmente también en las salinas de Santa Pola (Alicante) desde 1978, mostrando cierto incremento de efectivos. Desde 1988, se ha verificado su reproducción en otras localidades muy cercanas a estas salinas, particularmente en la laguna de La Mata y con menor regularidad en la de Torrevieja, así como ocasionalmente en el embalse de La Pedrera y en El Hondo (Urios *et al.*, 1991). El total nidificante en este conjunto de localidades es de varios centenares de parejas, llegando a superar las 500 pp. en 1998 y 2000.

Murcia. Nidifica en las salinas de San Pedro del Pinatar, con 29-60 pp. entre 1988 y 1990 (Paterson, 1997). Ha nidificado aisladamente (una pareja) en la punta del Pudrider del mar Menor y en la depuradora de Los Alcázares, al menos en 1989 (Paterson, 1997).

Canarias. Importante regresión de efectivos reproductores, estimados en 38-51 pp. en 1990, concentrados en las islas más occidentales (La Gomera, El Hierro y La Palma), con unas 10-15 pp. en cada una de ellas y parejas aisladas en el resto (de dos a tres en Tenerife, al menos cinco en Fuerteventura, y quizás menos de cinco en Gran Canaria); ausente de Lanzarote (Martín & Lorenzo, 2001). Una cita reciente de cría en 1999, da tres parejas en una localidad (Roque Partido) de Gran Canaria (Barone & Trujillo, 2000).

Andalucía. Nidificante escaso (1-5 pp.) en las salinas de Cerrillos (Almería) desde 1988; ha nidificado en la bahía de Cádiz (hasta 100 pp.) y posiblemente en las salinas de Bonanza; se conocen intentos de cría en Doñana (Huelva) en 1986 y 1987, de dos parejas en una colonia de Pagaza Piconegra *Gelochelidon nilotica* (Paterson, 1997). En 1984, criaron media docena de parejas (en el Lucio del Cangrejo), único dato de cría conocido hasta la fecha (García *et al.*, 2000). Nidificante esporádico en las marismas del Guadalquivir, donde se han censado 350 pp. en 1966 y unas 100 a principios de los años ochenta (Ferrer, 1997).

Cantabria. Instalado como reproductor escaso (1-3 pp.) en la bahía de Santander a partir de 1989, nidificando en la cubierta de un barco en desguace (Bahillo & Orizaola, 1991; Paterson, 1997), crió en 1991 y 1994 (Orizaola *et al.*, 1994). En 1997 aparte de la reproducción de dos parejas en este barco, se constató la presencia de cinco nidos en una barcaza anclada en la bahía de Santander, aunque ésta fue trasladada en plena época de reproducción perdiéndose las nidadas; en cambio en 1998 volvieron a criar siete parejas con éxito (al cambiarse artificialmente los nidos de ubicación; esto pone de manifiesto la necesidad de restaurar los hábitats, como islotes y playas de guijarros, destrozados por el hombre) (Bahillo & Alonso, 1998). En 2001, la colonia aumenta a 11 pp. (Herrero, 2002).

Asturias. Citado como antiguo reproductor por Nival (1975), sin datos de nidificación recientes (Paterson, 1997).

Castilla-La Mancha. Al menos una pareja se reproduce en la Laguna Larga de Villacañas (Toledo) en 1999 (Perea *et al.*, 2000) y otra en el embalse de Finisterre (Perea *et al.*, 2001).

Castilla-León. Ha nidificado en el embalse de la Cuerda del Pozo (Soria), con una pareja en 1994 y 1995 (Paterson, 1997). Reproducción con éxito en 1996 en el embalse de la Cuerda del Pozo, donde ya hubo intentos de cría los dos años previos (Lenguas & Lafuente, 1996), y 1997 (Lenguas & Lafuente, 1997).

Madrid. Ha nidificado en las graveras de Velilla de San Antonio, con una pareja en 1995 (Paterson, 1997).

ECOLOGÍA

Especie estival. Las principales colonias nidificantes aparecen localizadas en ambientes litorales (deltas, albuferas, salinas), mostrando cierta plasticidad a la hora de instalar sus nidos, ocupando islotes con vegetación halófila o psamófila y arenales amplios, preferentemente en zonas altas, emergidas de lagunas costeras someras o en sus orillas más inaccesibles. En San Pedro del Pinatar (Murcia) resultó ser el Larolimícola que nidificó en islas con mayor frecuencia (Robledano, 1993). Antiguamente parecía utilizar las playas con más regularidad. Puede nidificar en otro tipo de ambientes, en diversos espacios insulares (islas de lagunas interiores y embalses, plataformas flotantes, barcazas -ver por ejemplo los casos de nidificación en Cantabria-). En las Canarias nidifica en costas bajas rocosas (roques).

La fenología reproductora muestra cierta variación interanual. La llegada de reproductores a las colonias mediterráneas (delta del Ebro y albufera de Valencia) tiene lugar entre la última decena de marzo y principios de abril, excepcionalmente antes. Las colonias son ocupadas entre finales de marzo y finales de abril y las primeras puestas se realizan, según los años, entre mediados de abril y la primera decena de mayo. Los nidos se instalan en el suelo con un tapizado variable que puede ser importante cuando se encuentran amenazados de inundación. La puesta modal observada en la albufera de Valencia es de tres huevos (rango 1-4, n = 1.865) (J. I. Díes, *pers. obs.*). Se alimenta básicamente de peces, capturados principalmente en el mar, pero también utilizan aguas continentales para su alimentación.

La población indígena inverna en las costas atlánticas africanas, principalmente entre Mauritania y Ghana, con una presencia invernal escasa, pero regular, en las costas del sudoeste ibérico (Díaz *et al.*, 1996), con citas más excepcionales en otras zonas, como en el delta del Ebro.

En la colonia de la albufera de Valencia se han obtenido recuperaciones de aves adultas nacidas en colonias del delta del Ebro o San Pedro del Pinatar (J. I. Díes, *pers. obs.*), lo que sugiere un intercambio de reproductores entre las colonias del Mediterráneo occidental que podrían configurar una única metapoblación.

AMENAZAS

Colonias localizadas. (1) Los principales efectivos de la especie se localizan en dos o tres localidades del litoral mediterráneo (delta del Ebro, albufera de Valencia, saladares alicantinos) donde parece resultar beneficiada por el marco de protección legal del que gozan estas localidades desde la década de los ochenta. En otras localidades, la especie se muestra irregular y en muchos casos con bajo o nulo éxito reproductor. La extremada localización de sus localidades de cría supone una amenaza para la pervivencia de la población ibérica.

Alteración del hábitat y molestias. (1) Derivado de su localización, cualquier alteración ambiental del entorno de las colonias, como la reducción de la superficie del hábitat óptimo para la cría, la alteración paisajística, los cambios en el régimen hídrico, así como el incremento de las molestias derivadas de la actividad

humana, pueden afectar a la productividad e incluso motivar la deserción de las colonias actuales.

Carencia de localidades potenciales de cría. (1) Debido a la transformación humana del litoral, existen muy pocas localidades que reúnan las condiciones óptimas para la nidificación de la especie, incluyendo amplias extensiones de playas o saladar, tranquilos y seguros, con espacios insulares, frente a un litoral somero con una alta productividad trófica. La aparente ausencia de alternativas dificulta la colonización de nuevas localidades. Por otro lado, las colonias existentes son susceptibles de ser desplazadas por otras especies de aves nidificantes en ambientes similares, particularmente gaviotas (*Laridae*) de gran tamaño, igualmente afectadas por la carencia de localidades alternativas para su expansión.

Alteración de los recursos tróficos. (2) La productividad de las colonias depende de la disponibilidad de alimento en las localidades de cría, particularmente de especies Clupeiformes, muchas de las cuales están sometidas a explotación económica, presentan fluctuaciones poblacionales importantes o padecen sobrepesca. Estas situaciones provocan el establecimiento de vedas de las flotas pesqueras cuyo efecto en los charranes está por valorar, pero que ha sido probado en otras especies, como la Gaviota de Audouin *Larus audouinii* (Oro *et al.*, 1996). Las colonias se localizan en un entorno agrícola, particularmente de arrozales, con un uso intenso de pesticidas que puede afectar a las aguas continentales y marinas, donde se alimentan las colonias. De hecho, la desaparición de la colonia nidificante en la albufera de Valencia durante la década de los setenta ha sido considerada un efecto colateral del uso del DDT en los arrozales (Docavo, 1979).

Efecto de los procesos naturales. (2) Algunos de los procesos naturales que operan sobre la productividad de las colonias, tales como la inundación de los nidos, las condiciones atmosféricas adversas o la acción de los predadores, pueden tener una mayor repercusión derivada de localización extrema de las colonias. En este caso se encuentra la colonia del delta del Ebro localizada en el Fangas que ha sufrido diferentes inundaciones en plena época de cría en el último decenio. En ocasiones, la alteración antrópica del hábitat puede acentuar la acción de estos procesos, con la inundación artificial de las colonias, la pérdida de la insularidad de las colonias por desecación artificial, la introducción de depredadores, como perros y gatos, o la potenciación de especies depredadoras, como las ratas (*Rattus norvegicus*) y la Gaviota Patiamarilla *Larus cachinnans*.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Las principales localidades de cría de la Península se encuentran protegidas legalmente y las principales colonias se localizan en zonas que gozan del máximo grado de protección, generalmente

con limitación del acceso humano y de cualquier uso, particularmente durante la estación reproductora.

La regeneración ambiental del Racó de l'Olla, realizada por administraciones municipal y autonómica entre 1986 y 1992, ha permitido un importante incremento de la colonia existente en la albufera de Valencia. Ésta se beneficia de una labor anual de vigilancia y manejo (Dies, 2000), que incluye el desbroce de las islas utilizadas para la nidificación. En esta misma localidad, los charranes ocuparon temporalmente plataformas flotantes artificiales, colocadas al efecto en la mata de El Fang, entre 1990 y 1992, albergando 110 nidos en 36 m² (Huertas, 1992).

Las políticas agrarias que priman el uso de fitosanitarios de baja peligrosidad, particularmente las establecidas para el cultivo del arroz, deben conducir a una menor presencia de contaminantes en las cadenas tróficas de los ambientes acuáticos litorales.

Actualmente se realizan censos del número de parejas nidificantes en las principales colonias y existen líneas de subvención pública para la realización de estudios sobre la especie. Existen programas de educación ambiental, en las localidades de nidificación, que destacan la importancia de la especie.

PROPUESTAS DE CONSERVACIÓN

- Consolidar figuras de protección que preserven las condiciones ambientales naturales de las localidades utilizadas actualmente para la nidificación, afectando tanto al entorno de las colonias como a los hábitats de alimentación de las mismas (2).
- Posibilitar la regeneración de ambientes degradados que puedan ser utilizados para la nidificación de la especie, tanto en las localidades de nidificación actual como en localidades de nidificación potencial, atendiendo a los requerimientos ecológicos de la especie. En especial, se requieren medidas de conservación de playas con vegetación psamófila y extensión suficiente para adecuar hábitats potenciales de nidificación, pero también como área de descanso en los desplazamientos tróficos y migratorios de esta especie (3).
- Desarrollar programas para preservar los recursos tróficos de los que dependen las colonias, considerando la importancia que tiene el aporte de nutrientes al mar de las aguas continentales procedentes de las zonas húmedas litorales (3).
- Acentuar las medidas de mejora de la calidad de las aguas, en relación con la regulación del uso de fitosanitarios en la agricultura y con los procesos de depuración de aguas residuales, urbanas e industriales (3).
- Incentivar programas de investigación en las localidades de cría y en las de invernada, incluyendo aquellos que describan la situación ambiental en el litoral atlántico africano, con vistas a intervenir en la atenuación de procesos que puedan perjudicar a la especie (3).

Charrancito Común

Sterna albifrons

Casi Amenazado; NT [VU C1+2b]

Autor: Juan Manuel Sánchez Guzmán

La ausencia de censos coordinados hace imposible que, al menos en estos momentos, esta especie pueda ser evaluada adecuadamente, ya que los datos existentes de las diferentes poblaciones son temporalmente inconexos. Esta situación determina que el análisis de tendencias no pueda realizarse, ya que aparentes aumentos o descensos en determinadas colonias pueden venir condicionados por la aparición de colonias nuevas o aumento de otras. Los pocos estudios existentes señalan descensos de poblaciones y en otros casos considerables fluctuaciones interanuales. En cualquiera de los casos la población española es una de las más importantes de Europa y alberga una de las pocas poblaciones de interior de importancia en el Paleártico occidental. A pesar de la ausencia de datos, al ser una población con menos de 10.000 individuos, que puede estar actualmente en declive (al menos 10%), la especie podría ser catalogada como Vulnerable, pero para ello son necesarios nuevos estudios poblacionales.

DISTRIBUCIÓN

Algunos autores la señalan como cosmopolita formando parte de un complejo superespecífico (*Sterna antillarum* y *S. saundersi* como conespecíficos de esta especie). Se aceptan un total de cinco subespecies (Del Hoyo *et al.*, 1996), *S. a. guineae* ocupa desde Ghana a Gabón con poblaciones marginales en Mauritania y Senegal, si bien en este caso podría tratarse de la nominal (*S. a. albifrons* (Cramp, 1989). En las islas del Golfo Pérsico se encuentra *S. a. inornata* y en el este de la India, Sumatra, Java y posiblemente Sri Lanka *S. a. pusilla*. En el sureste de Rusia, China, Japón, sureste de Asia, Filipinas, Nueva Guinea, Micronesia y Hawai se encuentra *S. a. sinensis*. y *S. a. placens* se observa en el este de Australia y este de Tasmania. *S. a. albifrons* se encuentra en Europa, oeste de Asia, podría ser que ocupase también algunas zonas húmedas en Kenia y en el oeste del océano Índico. Inverna desde la costa oriental africana hasta la India. En Europa existen poblaciones costeras en todos los países del norte, habiéndose perdido algunas poblaciones ribereñas que criaban en el interior de Alemania, pero continúan otras sobre los ríos Rhin y Elba.

España. La especie presenta una distribución puntual. Ocupa las principales zonas húmedas costeras del Mediterráneo desde el delta del Ebro al cabo de Gata, pasando por la albufera de Valencia, humedales costeros de Alicante, Mar Menor, Salinas de San Pedro del Pinatar, etc. En la zona atlántica del sur parece asociado a las marismas de los estuarios de los grandes ríos (Guadalquivir y Guadiana), donde parecen concentrarse las mayores poblaciones, siendo también de interés la existente en la Bahía de Cádiz. Poblaciones muy reducidas pueden observarse en Galicia y Asturias. Poblaciones interiores sólo se observan en las cuencas medias de los ríos Tajo y Guadiana (Extremadura), si bien en este último algunas colonias se asientan igualmente en la cuenca alta (La Mancha húmeda). En Castilla-La Mancha se encuentra como reproductor en las lagunas manchegas y los embalses de la cuenca de Tajo y Guadiana: Navalcán, Rosarito, Cazalegas, Finisterre, el Vicario y el río Guadalmez (CAMA-Castilla La Mancha, 2002).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Rose & Scott (1994) estiman la población biogeográfica del Atlántico este (Europa occidental) en 34.000 pp., mientras seña-

lan 40.000-80.0000 pp. para el Mar Negro y el Mediterráneo oriental. Por su parte Tucker & Health (1994) señala para el conjunto de ambas regiones una población de 29.000-49.000 pp., lo que parece ajustarse más a la realidad. Las mayores poblaciones de la especie se encuentran en Italia (5.000-6.000 pp.), Rusia (5.000-9.000) y Turquía (5.000-15.000), si bien los datos correspondientes a estos dos últimos países deben ser tomados con cautela. Poblaciones también importantes existen en Inglaterra, Francia, Grecia, Ucrania y Polonia, todas ellas superan ampliamente las 1.000 pp. reproductoras. Estos autores indican que la población europea ha sufrido un largo declive, así como una disminución de su rango geográfico, referido especialmente a la desaparición de muchas de las poblaciones de interior que nidificaban en los grandes ríos antes de su regulación. Señalan a la especie como en moderado descenso a nivel de Europa, observándose fuertes descensos de las poblaciones rusas (Chernichko, 1993) y de aquellas que rodean el Mar Negro y el Mediterráneo oriental. El otro área donde los descensos han sido manifiestos se corresponden con el norte de Europa (Holanda, Dinamarca y Alemania), si bien, los tamaños poblacionales son menores a los señalados anteriormente. Algunas poblaciones han sufrido, en las últimas décadas, aumentos en sus efectivos, tal es el caso de Inglaterra, Finlandia, Bélgica y especialmente Italia, que ha conducido a esta población a ser la más importante en Europa. En el resto de las regiones las poblaciones actuales parecen ser estables.

España. La población española es valorada por Tucker & Health (1994) en 2.500-3.000 pp., mientras Martínez Vilalta (1997) señala una población de 5.500-6.000 pp. Las mayores concentraciones se encuentran, como ya se ha señalado anteriormente, en las regiones atlánticas de Andalucía, entre los humedales de los ríos Guadiana y Guadalquivir. En las marismas de Huelva (excluyendo Doñana) se estimaron 3.000 pp. (estima en base al número máximo alcanzado, año 1993; año excepcionalmente bueno para la colonia más importante, la playa del Espigón (Marismas del Odiel) en la que hubo 2.000 pp.; pero en la mayoría de los años se reproducen entre 1.500-2.000 pp. (Garrido, 1996), aunque el tamaño de la población depende directamente de la precipitación del año, pudiendo duplicar o reducir a la mitad la población de un año para el siguiente. En el Parque Nacional de Doñana la población reproductora oscila entre cero (años secos) y unas 200 pp., no viéndose una tendencia clara. En el Parque Na-

tural de Doñana (fundamentalmente en Veta la Palma), la población oscila entre 500-650 pp. en años secos (como 1994 y 1995), y 1.500 a 2.000 pp. en años buenos de agua (1997 y 1998), aunque el éxito reproductor no suele ser muy bueno (Mínguez, 2001b) Para el área de Doñana y humedales circundantes, García *et al.* (2000) estiman 1.800-2.500 pp. Otra área de importancia para la especie lo constituye la Bahía de Cádiz (población fluctuante con tendencia a la disminución: Mínguez, 2001b), donde se alcanzaban más de 1.000 pp. reproductoras (Martínez Vilalta, 1997) y donde hoy difícilmente se superan las 250 pp. (GEAM, 1996, 1998). Las 100 pp. de Almería (48 pp. en 1998, y 104 pp. en 1999: Mínguez, 2001b) completan la población andaluza de la especie. En las salinas y arenas de San Pedro del Pinatar la población (para el periodo 1992-1999) ha oscilado entre 140-170 pp. (Ballesteros & Casado, 2000), mientras el resto de la población levantina se distribuye entre las 200 pp. del Mar Menor, 250-300 pp. en las zonas húmedas alicantinas y 200 pp. para la albufera de Valencia (Martínez Vilalta, 1997; Dies, 1996).

La población mediterránea se completa con las 450-650 pp. del delta del Ebro (Martínez Vilalta, 1997). La estima de la población reproductora actual en Cataluña es de 300-500 pp. (J. Estrada/ICO, in litt.), con una tendencia poblacional (últimos 20 años) de gran descenso. En el interior peninsular existen una serie de colonias que se distribuyen por las charcas, lagunas y embalse de regulación de las cuencas de los ríos Tajo y Guadiana, ya sea en la Mancha húmeda (15 pp., J. Jiménez com. pers.). En los años setenta era frecuente en muchos humedales de la región. En 2001 se censaron en las provincias de Toledo y Cuenca entre ocho y 14 pp., todas en embalses y ninguna en las lagunas manchegas. La especie parece estar en regresión en La Mancha, siendo muy rara en la actualidad y deben ser muy pocas las parejas que críen regularmente (CAMA-Castilla La Mancha, 2002). En Extremadura la población se ha visto beneficiada por algunos manejos realizados sobre las masas de agua artificiales (Sánchez & Rodríguez, 1994), alcanzando las 300 pp. reproductoras (datos propios). En Castilla y León, sólo cría en el pantano de Rosarito (Ávila), con media de cuatro parejas y máximo de 10 pp. en 1993-98 (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999).

La población española según Tucker y Health (1994) parece encontrarse actualmente estabilizada, pero lo cierto es que conocer la tendencia actual de la población es complicado, dada la falta de información sobre sus efectivos en el pasado y la escasa cobertura y coordinación de los censos de las diferentes zonas húmedas. Martínez Vilalta (1997) indica que la población española parece encontrarse estabilizada, si bien sometida a fuertes fluctuaciones, producto de las condiciones ambientales cambiantes en sus áreas de reproducción. Parece cierto que la especie ha podido sufrir un descenso en sus poblaciones (p. ej. Bahía de Cádiz), en algunas áreas del golfo de Cádiz y Mediterráneo, pero es posible que haya aumentado en zonas del interior peninsular, dada la aparición de hábitats propicios para su instalación.

ECOLOGÍA

Nidifica en latitudes bajas y medias del Paleártico (Fasola *et al.*, 2002). Se encuentra normalmente en tierras bajas, si bien en ocasiones puede encontrarse en zonas húmedas a 200 m de altitud, prefiere las zonas continentales a las islas, nidificando en humedales litorales, marismas o salinas, pero es fácil de observar igualmente en ríos, embalses o lagunas interiores o graveras abandonadas.

Prefiere áreas desprovistas de vegetación e islas de pequeño tamaño, incluso muy pequeñas (Fasola & Canova, 1991, 1992). La cobertura de las islas pueden ser hierba, arena, cantos rodados o guijarros (Goutner, 1990).

Se alimenta de pequeños peces e invertebrados, forrajeando individualmente o en pequeños grupos sobre masas de agua lénticas o lóxicas, dulces o salobres, naturales o artificiales, no alejándose demasiado de la colonia. Las presas las obtiene sumergiéndose en el agua, bien puede tomarlas directamente de la superficie y según parece algunos insectos los obtiene volando. Los peces en su dieta pueden ser de origen marino (*Ammodytes*, *Syngnathus*, *Osmerus*, *Gobius*, *Engraulis*, *Clupea*, etc.) o de agua dulce (*Carassius*, *Rutilus*, *Cyprinus*, *Perca*, *Esox*, *Alburnus*, *Lepomis*, etc.). Los Crustáceos incluyen individuos de los géneros *Palaemon*, *Crangon* o *Squilla*, incluso *Ispoda* o *Mysidacea*. Entre los insectos se pueden encontrar *Odonata*, *Coleoptera*, *Diptera* u *Orthoptera*.

Su llegada a nuestras latitudes ocurre en el mes de mayo, comenzando la reproducción en la segunda quincena de este mes (O'Brian & Farrelly, 1990; Muselet, 1990); puede formar colonias o criar en solitario. Cuando forman parte de colonias, éstas pueden ser interespecíficas, siendo las especies más habituales: avocetas, canasteras, chorlitejos, pagazas, ostreros, avocetas y archibeques (Fasola *et al.*, 2002).

AMENAZAS

Los descensos poblacionales parecen consecuencia de la modificación de hábitat y de las perturbaciones de origen humano (Fasola & Sánchez, en prensa; Urios *et al.*, 1991). Un elemento de gran importancia en la disminución de las poblaciones de interior lo ha constituido la fuerte regulación de los ríos europeos, que ha provocado una importante disminución de las islas ribereñas, ya sea por una disminución del volumen de agua, ya sea por efecto de las canalizaciones. Un factor natural contrapuesto al anterior los constituyen las inundaciones de las colonias por subidas en el nivel de las aguas durante la reproducción. En algunas poblaciones la depredación es un factor determinante (Tucker & Health, 1994), ya que ratas, gatos, perros, zorros, gaviotas o cuervos pueden hacer estragos en las colonias, ya sea sobre los huevos o pollos.

Los disturbios humanos pueden ser igualmente determinantes (O'Brian & Farrelly, 1990) destruyendo colonias completas directa o indirectamente. De estos disturbios, el turismo en las zonas de playas parece ser especialmente relevante (Calado, 1995; Hagemijer & Blair, 1997). Los estudios realizados sobre la presencia de organoclorados, que pueden ser críticos para la reproducción de la especie, indican una muy baja concentración (Fasola *et al.*, 1987).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En Italia, donde la población de la especie ha aumentado espectacularmente, se han propuesto una serie de líneas, dirigidas a conservar estas poblaciones (Fasola & Canova, 1996). Estas incluyen la no canalización de aquellos entornos ribereños propicios para la especie y que poseen islas que pueden facilitar el asentamiento de colonias, la protección de las mismas con cercas eléctricas que impiden el acceso a depredadores terrestres de tamaño medio, siendo el resultado el aumento de la productividad de las colonias

(Minsky, 1980). Igualmente son útiles protectores individuales para los nidos que impiden la depredación. También se han gestionado las islas de cría, para evitar la erosión de estas e incluso se han creado islas artificiales (Sibley, 1994). La gestión de islas se ha llevado a cabo en Extremadura, ya sea construyendo nuevas islas o tratando (canales de desconexión, gestión de la vegetación, etc.) las existentes (Sánchez & Rodríguez, 1994), habiéndose conseguido resultados espectaculares en la productividad de colonias que habían fracasado año tras año.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

La regulación de ríos se corresponde con un objetivo de mayor alcance que la salvaguarda de una especie, pero dentro de este contexto resulta imprescindible la no canalización de cau-

ces en áreas potenciales para la especie, ya que en la inmensa mayoría de los casos determina la inutilización de estos tramos para su reproducción. Resulta igualmente necesario la gestión y/o restauración de las islas donde habitualmente nidifica, ya que fenómenos erosivos y el desarrollo de la vegetación actúan de manera determinante en el abandono de muchas colonias.

Las áreas de reproducción costeras deben ser protegidas e inhabilitadas para su aprovechamiento turístico, impidiendo las molestias que hoy en día inciden negativamente sobre la productividad de las colonias, cuando no conducen a su abandono. Las colonias deben ser protegidas de manera activa contra los depredadores, incluyendo la gestión de estos cuando el caso lo requiera. Los protectores de nidos, las vallas eléctricas o la creación de canales entre las islas y las orillas deben tenerse en cuenta a la hora de gestionar las poblaciones.

Fumarel Cariblanco *Chlidonias hybridus*

Vulnerable 1; VU B2ac(ii,iv)

Autores: Manuel Máñez, Diana Pérez-Aranda, Fernando Ibáñez, Luis García, Héctor Garrido y Rubén Moreno-Opo

El Fumarel Cariblanco se concentra principalmente en cuatro núcleos, los dos más importantes en las Marismas del Guadalquivir y el delta del Ebro, y el resto, más dispersos en humedales de la Comunidad Valenciana y La Mancha húmeda; de forma más puntual y salpicada, se reproduce en Extremadura y la submeseta norte. Su población es muy fluctuante de un año a otro dependiendo de los niveles hídricos de los humedales donde se reproduce, aunque puede decirse que durante los últimos quince años se ha mantenido entre las 5.000-8.000 parejas en años favorables, aunque durante los 25 años anteriores debió sufrir un importante descenso. Teniendo en cuenta que su área de ocupación es inferior a 2.000 km² y que durante los últimos quince años sólo se ha reproducido habitualmente en menos de 10 "localidades", y además sufre importantes fluctuaciones en su área de ocupación y en el número de localidades donde se reproduce (según sean las condiciones hídricas anuales), la especie se califica como Vulnerable¹.

DISTRIBUCIÓN

La subespecie nominal presenta un amplio rango de distribución en Europa Central y Meridional y Asia central, mientras que otras subespecies se distribuyen por Asia oriental, el subcontinente indio, sur y este de África y Australia (Del Hoyo *et al.*, 1996). En Europa se distribuye de manera discontinua y parcheada, asociada a humedales interiores y marismas del centro y este de Europa y de la cuenca mediterránea. Las principales poblaciones se encuentran en Rusia, Ucrania y Rumanía en el este, y España en la zona occidental, estando ausente de amplias zonas como Alemania, Benelux, islas Británicas y Escandinavia (Hagemeyer & Blair, 1997). La población reproductora en Europa cuenta con 35.000-52.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000).

España. Se distribuye principalmente en cuatro núcleos, que concentran un alto porcentaje de la población reproductora. Las Marismas del Guadalquivir acogen el contingente más importante, seguidas del delta del Ebro, humedales costeros de la Comunidad Valenciana (Parque Natural de El Hondo, Marjal del Moro, Parque Natural de las salinas de Santa Pola y Marjal de Xeresa-Xeraco fundamentalmente) y en la Mancha Húmeda (Tablas de Daimiel, lagunas del Campo de Calatrava, lagunas en el eje Lillo-Villafra de los Caballeros-Mota del Cuervo, laguna de Pétrola, etc.).

Otros enclaves donde se reproduce de forma irregular en diferentes años son algunos embalses y lagunas de Extremadura (Prieta *et al.*, 1998), la laguna de La Nava en Palencia (Jubete, 1997a) y las charcas y lagunas del centro y noreste de Salamanca (Carnero & Peris, 1988). Los individuos presentes en la península Ibérica se comportan básicamente como estivales, aunque unos pocos cientos invernan en las Marismas del Guadalquivir (García *et al.*, 2000), y también aparecen en número escaso pero de forma regular como invernantes en los humedales levantinos (Díaz *et al.*, 1996).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

La población española es la más importante de Europa occidental, existiendo estimas de 5.000-8.000 pp. en los años buenos durante la década de los ochenta (Blanco & González, 1992), cifra que se mantiene para años favorables durante la década de los noventa. En todo caso, la población reproductora es muy variable de un año a otro dependiendo de los niveles hídricos de los humedales donde se reproduce. Este fenómeno es especialmente llamativo en su principal área de cría, las Marismas del Guadalquivir, donde puede prácticamente no intentar reproducirse, como ocu-

rrió en la grave sequía acaecida a principios de los años noventa, a hacerlo con bastante éxito entre 5.300 y 6.300 pp. en 1998, año especialmente favorable (EBD & PND, 1998-2002). En menor medida, esto también se ha comprobado en La Mancha húmeda, donde puede pasar de unas 20-30 pp. en los peores años a 400 pp. en años con abundancia de agua (Blanco & González, 1992). No obstante, a finales del siglo XIX y primera mitad del XX, antes de las desecaciones de muchos humedales, la especie debía ser mucho más común en nuestro país, como demuestra la estima de Valverde (1960a) de unas 50.000 aves para las Marismas del Guadalquivir.

Andalucía. Las Marismas del Guadalquivir acogen en años favorables la mayoría de la población reproductora española, aunque con importantes fluctuaciones como ya se ha comentado, mientras que en el resto de Andalucía se ha señalado su reproducción ocasional en algunas lagunas de Cádiz (Ceballos & Guimerá, 1991), y la cría de un máximo de 150 pp. en humedales litorales onubenses no pertenecientes a las Marismas del Guadalquivir, fundamentalmente el Estero de Domingo Rubio (Garrido, 1996).

Cataluña. Sólo cría de forma regular en el delta del Ebro. Se sabe que nidifica en la región al menos desde los años treinta; durante los años sesenta la población reproductora se estimaba entre 400-500 pp.; posteriormente la población descendió hasta las 100-150 pp. como consecuencia, entre otros factores, del uso de insecticidas y la eliminación casi absoluta de pastos sumergidos por el uso de herbicidas, para recuperarse lentamente a principios de los ochenta (osciló entre 100-800 pp. desde los años setenta hasta finales de los ochenta) (Martínez Vilalta & Motis, 1989; Muntaner *et al.*, 1983). Continuó con una población fluctuante de hasta 1.475 pp. en 1991; desde entonces los nuevos censos han sido de 580 pp. en 2000, 774 pp. en 2001 y 1.112 pp. en 2002 (D. Bigas y PNDE: en Martí & Del Moral, 2003), tendencia favorable que continúa en la actualidad según el nuevo Atlas de Cataluña en preparación (J. Estrada/ICO *in litt.*).

Castilla-La Mancha. Antiguamente nidificaba en muchos de los humedales manchegos, pero se ha visto muy perjudicado por el fuerte descenso de los niveles hídricos, e incluso la desecación de muchos de ellos, además de sufrir la competición de la Gaviota Reidora (*Larus ridibundus*) (Paterson, 1997). Según este autor, a principios de la década de los ochenta existían entre 12 y 20 áreas de cría, con un millar de parejas en total, que descendieron a menos de la mitad en 1983 y a ninguna en 1986 y 1987. A finales de los ochenta y principios de los noventa volvió a criar en 3 ó 4 pequeñas colonias, siendo la principal la del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, con 350 nidos en 1988 y 370 en 1989 (Jiménez *et al.*, 1992). Una cifra algo inferior se ha estimado en un censo de las localidades manchegas más importantes en 1997, entre 236-351 pp. (Velasco, 1999), mientras que sólo en Ciudad Real se estimaron 308-382 pp. al año siguiente (Velasco, 2002).

Castilla y León. Se puede considerar en esta región como nidificante ocasional (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). En las Lagunas de Villafáfila aparece en la época de nidificación, aunque no cría desde 1988, cuando se estimaron entre 4-7 pp. (Palacios & Rodríguez, 1999). Antiguamente se reproducía en abundancia en la Laguna de La Nava, donde ya Madoz en 1848 citaba la presencia de los "vencejos de agua" y Valverde calificaba la reproducción de los mismos como abundante en 1950-52, mientras que en 1995 volvieron a nidificar, aunque sólo 4 pp. (Jubete, 1997).

Extremadura. Se considera reproductor estival escaso e irregular, en parejas aisladas o pequeñas colonias de hasta 60 pp. A la luz de la información disponible entre 1997 y 2000 (Prieta,

2003) se puede derivar que la población extremeña no debe superar por mucho el centenar de parejas.

Valencia. En esta región no sólo es irregular el tamaño de la población reproductora sino también los lugares de cría. Así, en L'albufera de Valencia a principios de los años setenta llegaron a reproducirse entre 1.500-2.000 pp., para desaparecer completamente a finales de la misma década (Urios *et al.*, 1991), y aunque posteriormente se presenta durante todo el periodo estival, no se ha vuelto a verificar su nidificación (Dies *et al.*, 1999). Otros humedales donde se conocía su cría anterior, como el Marjal de Xeresa-Xeraco o el de Oliva-Pego, han recuperado parte de sus efectivos reproductores desde finales de la década de los ochenta (SEO/BirdLife-EOA, 2000).

Las colonias en esta región durante el periodo 1988-2000 han fluctuado mucho de unos años a otros y carecen en general de continuidad, variando el número total de parejas entre 310 en 1989 y 1.740 en 1997 (SEO/BirdLife-EOA, 2000). No obstante, en ese periodo pueden considerarse importantes para esta especie cuatro humedales, ya que siempre se ha registrado su presencia como nidificante en el Parque Natural de El Hondo, entre 72 y 1315 pp., y casi siempre en las Salinas de Santa Pola, entre 10 y 215 pp., y en el Marjal de Xeresa-Xeraco, entre 27 y 120 pp., mientras que en el Marjal del Moro ha vuelto a reproducirse desde 1993, entre 25 y 150 pp. (SEO/BirdLife-EOA, 2000).

En el resto de España, sólo se ha constatado su cría ocasional, salvo en Aragón, donde era reproductor regular en Gallocanta hasta 1976 y ocasional en la laguna de Sariñena a finales de los setenta (Paterson, 1997).

ECOLOGÍA

Se trata de una especie gregaria que nidifica en humedales de aguas limpias, ya sean hábitats naturales (lagunas, marismas, etc) o artificiales (balsas de acuicultura, embalses, salinas, etc), con tal de que abunde la vegetación acuática. Sus colonias pueden constar de cientos de nidos, como es el caso de las existentes en las Marismas del Guadalquivir, donde suele estar acompañado por otras especies, fundamentalmente el Zampullín Cuellinegro (*Podiceps nigricollis*). Sus nidos son flotantes y los construyen con fragmentos de la vegetación acuática circundante, situándose las colonias en zonas de escasa profundidad y libres de vegetación alta, por lo que un descenso del nivel hídrico puede facilitar la acción de depredadores, ya sea la Rata Común (*Rattus norvegicus*), como ocurrió en el Marjal de Xeresa en 1981 (Urios *et al.*, 1991) o jabalí (*Sus scrofa*) y zorro (*Vulpes vulpes*), como suele ocurrir en las Marismas del Guadalquivir. Se alimenta de gran variedad de presas, entre las que destacan insectos acuáticos, sus larvas, anfibios y pequeños peces (Tucker & Heath, 1994).

AMENAZAS

Destrucción y degradación del hábitat. (1) La desecación de los humedales, total o parcial, en los que suele reproducirse esta especie ha causado un descenso muy notable de sus poblaciones hasta mediados de los años ochenta. El ejemplo más evidente han sido las Marismas del Guadalquivir (véase declive de la población arriba), aunque a finales de los años cincuenta ya se encontraban

transformadas en cultivos buena parte de las islas que forma el río y de la marisma gaditana, mientras que a mediados de los ochenta sólo se estimaba una quinta parte, es decir, unas 5.000 pp. en años favorables (García *et al.*, 1986), cuando ya sólo quedaban unas 35.000 has. de marisma natural frente a las casi 140.000 originales.

La especie también se ve amenazada por la eutrofización y pérdida de calidad de las aguas (Blanco & González, 1992), que modifican las condiciones ambientales idóneas para el Fumarel Cariblanco, que necesita aguas limpias donde crezca vegetación acuática y abunden sus potenciales presas. Probablemente también se ve afectada por los insecticidas y demás sustancias contaminantes que puedan alcanzar los humedales donde vive.

Depredación. (1) Ya se ha comentado lo acaecido en 1981 en el Marjal de Xeresa, donde el descenso del nivel del agua durante el periodo reproductor permitió el acceso de la Rata Común a ocho colonias, malográndose totalmente la cría (Urios *et al.*, 1991), no volviendo a reproducirse la especie hasta 1989 (SEO/BirdLife-EOA, 2000). Asimismo, en las marismas puede sufrir muchas pérdidas debido a la acción de depredadores generalistas, fundamentalmente el jabalí y, en menor medida, por el zorro.

Interacciones con otras especies. (2) El incremento de colonias de cría de Gaviota Reidora, en algunas zonas, como los humedales manchegos, ha producido una competencia interespecífica por el hábitat de cría (Paterson, 1997), que parece haber contribuido a la reducción de la población reproductora de esta especie.

Molestias de origen humano. (2) El trasiego de personas cerca de las colonias o la entrada de perros, que destruyen huevos y pollos, pueden provocar el fracaso reproductor de colonias enteras (Blanco y González, 1992).

Inadecuado manejo hídrico. (2) En aquellos humedales artificiales o artificializados en los que se puede regular el nivel del agua, puede producirse una pérdida prácticamente total de la cría si no se tiene en cuenta los requerimientos hídricos propios de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

- En el Parque Nacional de Doñana se controlan las poblaciones de jabalíes y zorros que viven en la marisma o sus alrededores.
- En algunas zonas ha resultado muy efectiva la colocación de pastores eléctricos para impedir la entrada de perros cuando disminuye el nivel del agua (Blanco & González, 1992).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Protección efectiva de todas las áreas de cría habituales, para evitar molestias durante la reproducción (1).
- Manejo adecuado donde sea posible con el fin de no provocar su fracaso reproductor (2).
- Seguimiento de la evolución poblacional de la especie en España (2).
- Sería aconsejable un estudio sobre la oportunidad de controlar las poblaciones de Gaviota Reidora en aquellas zonas donde compite por el hábitat de nidificación con esta especie (3).

Nota de los editores¹: En una evaluación anterior realizada entre los autores de la ficha y editores del Libro Rojo, se disminuyó un nivel la categoría de amenaza, atendiendo a la posibilidad de que las poblaciones francesas pudieran ejercer un efecto rescate sobre las españolas. Sin embargo, teniendo en cuenta que sus poblaciones son fluctuantes y errantes (Snow & Perrins, 1998; Reeber, 1999), y que parecen formar parte de una misma metapoblación con los efectivos franceses (se sospecha que los años que hay sequías extremas en España, hay aumento de efectivos en la población francesa: Reeber, 1999), atendiendo también al menor tamaño de la población francesa (700-2.200 pp.), ante un hipotético declive de las poblaciones españolas, las francesas probablemente no podrían ejercer un efecto rescate puesto que forman parte de la misma metapoblación (con la española) y por ello, ante tal hipotético declive, se comportaría de forma similar a la española.

Fumarel Común *Chlidonias niger*

En Peligro; EN D

Autores: Manuel Máñez, Blas Molina, Diana Pérez-Aranda, Fernando Ibáñez, Luis García y Héctor Garrido

La población reproductora de esta especie no se conoce de forma precisa, aunque se puede afirmar, teniendo en cuenta los datos de las localidades mejor controladas, que es muy variable de unos años a otros, sin que se conozcan las causas. Considerando la información recopilada de los últimos catorce años, se puede asegurar que, salvo en 1996, cuando se superaron las 60 parejas, la población reproductora no ha debido superar las 40 parejas, pudiendo haber sido nula en años particularmente secos. Por su parte el declive es generalizado en todo el suroeste y centro de Europa así como en Ucrania, y en Francia está considerada como Vulnerable, por lo que no es esperable que se produzca un efecto rescate. Entre las amenazas potenciales se ha mencionado la destrucción y degradación del hábitat, las molestias durante el periodo reproductor y el uso de productos químicos en la agricultura. Debido a su pequeño tamaño poblacional la especie se califica como En Peligro.

DISTRIBUCIÓN

Mundial. La subespecie nominal se distribuye en época de cría por gran parte de Europa y Asia Central, mientras que la otra subespecie reconocida, denominada *C. n. surinamensis* lo hace por la zona central de Norteamérica, invernando en África y Centroamérica y norte de Sudamérica respectivamente (Del Hoyo *et al.*, 1996). Las principales poblaciones europeas se encuentran en humedales de países del este (Rusia, Bielorrusia, Países Bálticos, Polonia, Rumanía y Ucrania), mientras que en los países occidentales, escandinavos y mediterráneos presenta una distribución discontinua y localizada en colonias de cría con un escaso y además irregular número de parejas reproductoras (Hagemeyer & Blair, 1997). Además, está ausente de las islas Británicas y mediterráneas (Del Hoyo *et al.*, 1996; Hagemeyer & Blair, 1997). La población europea se estima en 47.000-88.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000).

España. Sólo se distribuye por el territorio peninsular. La población reproductora es marginal respecto a su área de distribución europea y sólo nidifica regularmente en las marismas del Guadalquivir. Un segundo núcleo de importancia, pero donde cría de forma irregular, se localiza en La Mancha húmeda, donde utiliza diferentes lagunas de un año a otro según las condiciones hídricas de esos humedales. También se tiene constancia de su reproducción durante diversos años de las dos últimas décadas en el embalse del Hondo y salinas de Santa Pola. Además han sido citadas intentos de reproducción ocasional, con o sin éxito, en el Delta del Ebro y algunas localidades del interior, como en la laguna de la Zarza (Salamanca), Villafáfila, Gallocanta o el embalse de Los Canchales (Badajoz) (Oña *et al.*, 1997; Paterson, 1997). En muchas ocasiones no se ha podido confirmar su reproducción en localidades y años concretos, aunque se han visto en la época adecuada, ya que el paso prenupcial coincide con el inicio del periodo reproductor, lo que a veces dificulta diferenciar individuos reproductores y en paso (Garrido, 1996; Jubete, 1997; Palacios & Rodríguez, 1998; Avilés, 2000; Copete, 2000; Gómez-Serrano *et al.*, 2000).

POBLACIÓN Y TENDENCIA EN ESPAÑA

Blanco y González (1992) comentaban que a finales de los 80 se estimó como máximo una población de 150 pp, pero estos autores señalan que posteriormente debía haber disminuido este número, y también indican que se había vuelto más escaso en los pasos. Actualmente, tras un año (1996) en el que se debieron superar las 60 parejas, durante los últimos cinco años la cifra máxima conocida no ha debido superar las 40 parejas. Luego se puede afirmar que la especie se encuentra en España en franca regresión, al igual que en toda Europa occidental y mediterránea (Van der Winden & Viksne, 1997) y se sigue observando igualmente una reducción de sus efectivos durante los pasos migratorios (Blanco & González, 1992; Palacios & Rodríguez, 1999; Avilés *et al.*, 2002).

Andalucía. Sólo se reproduce en las Marismas del Guadalquivir. Valverde (1960) ya comenta que en los años cincuenta esta especie era ya mucho menos abundante en esta zona que su congénere el Fumarel Cariblanco, en una proporción que en general debía oscilar alrededor de 1 Fumarel Común por cada 3-5 Cariblanco, proporción que resulta muy superior a la que

refieren García *et al.* (1986), de 1-2 Comunes por cada cien Cariblanco. Los primeros datos cuantitativos del número de parejas estimaban la población del Parque Nacional de Doñana en 7 parejas para 1987, 15 en 1988 y una en 1989 (Máñez, 1991a). Tras la sequía de principios de los años noventa, en 1996, año de cría excelente para muchas aves marismeñas, se estimaron 33-44 parejas para el Parque Nacional (EBD-PND, 1998) y se localizaron 23 nidos con huevos en el Brazo del Este (Ayala, 1996). Pero todos los datos posteriores indican un acusado declive. En el Parque Nacional se detectaron 4 parejas en 1997, ninguna en el trienio 1998-2000 (a pesar de que 1998 fue un año de abundantes precipitaciones), y 8-11 parejas en 2001, año de muy buenas condiciones hídricas en la marisma del Parque (EBD-PND, 1998-2002). Fuera del mismo, se observaron en 1997 ocho parejas que parece que estaban criando en Isla Menor (Ayala, 1997), dos adultos junto a dos jóvenes en el Brazo del Este en 1999 (Chiclana & Salcedo, 1999) y un joven pidiendo comida a un adulto en el mismo Brazo en 2000 (EBD-PND, 2001).

Castilla-La Mancha. En La Mancha húmeda la población nidificante fluctúa fuertemente de un año para otro y depende fuertemente de los periodos de sequía-inundación a los que están sometidos estos humedales, pero la población nidificante apenas llega a las 30 pp. en las mejores condiciones (Velasco, 1999). Ha criado en las lagunas de Alcázar de San Juan (Purroy, 1997), laguna del Retamar y laguna de La Sal en Ciudad Real, en la laguna del Hito y laguna de Manjavacas en Cuenca, y laguna de Pastrana y embalse de Gasset en Toledo (Velasco, 1999). Recientemente se ha registrado su reproducción en la laguna Grande del Moral en Ciudad Real (Velasco, 2002).

Comunidad Valenciana. Las últimas referencias escritas de su reproducción en L'Albufera se remontan a 1929, aunque hasta la década de los 60 se supuso la nidificación de alguna pareja (Dies *et al.*, 1999). También criaba en el marjal de Xeresa-Xeraco, donde hubo 23 pp. en 1980 (Paterson, 1997). En el embalse de El Hondo cría en número muy reducido a partir de 1973, posiblemente una pareja en 1989, último año en el que se comprueba su reproducción en las Salinas de Santa Pola, donde en 1986 se estimaron entre 8 y 20 parejas (Paterson, 1997).

Cataluña. Las primeras citas de Fumarel Común en el Delta del Ebro datan de 1929, cuando sus efectivos eran muy abundantes en la época de cría, aunque, como ya se ha indicado, esto no supone por sí solo que intenten reproducirse; de hecho, la nidificación se comprobó por primera vez en 1961 y posteriormente ha debido criar diversos años durante la década de los setenta para después hacerse muy escaso, pero en 1988 muy probablemente nidificaron menos de 5 parejas (Martínez-Vilalta & Motis, 1989), y posteriormente no hay evidencias de su nidificación (Copete, 2000) aunque no se descarta que pudiera criar alguna pareja en el interior de alguna colonia de Fumarel Cariblanco (Martínez-Vilalta, com. pers).

Castilla-León. En las Lagunas de Villafáfila aparece en la época de nidificación, aunque desde 1988 no ha vuelto a criar en la Reserva (Palacios y Rodríguez, 1998). Se tiene constancia de una nidificación de tres parejas en la década de los ochenta en la laguna de La Zarza, en la provincia de Salamanca (Peris, 1983). Existe una cita de cría en la parcialmente restaurada laguna de La Nava (Palencia), donde se localizó una única pareja como nidificante en 1995 (Jubete, 1997).

ECOLOGÍA

Se trata de una especie gregaria, aunque las colonias suelen ser de menor tamaño que las de su congénere el Fumarel Cariblanco, del orden de docenas de parejas, que nidifica en humedales de aguas limpias caracterizados por tener poca profundidad y vegetación flotante (Tucker & Heath, 1994). Las pocas parejas que nidifican en las Marismas del Guadalquivir suelen hacerlo dentro de grandes colonias de Fumarel Cariblanco, en las que también puede haber nidos de Zampullín Cuellinegro (*Podiceps nigricollis*). Sus nidos son flotantes y los construyen generalmente con fragmentos de la vegetación acuática circundante, aunque también se ha citado que pueden aprovechar trozos de madera flotante, y suelen situarlos en zonas de escasa profundidad y libres de vegetación alta, aunque sí les gusta instalarlos en zonas protegidas del viento (Tucker & Heath, 1994). Por ello, un descenso del nivel hídrico puede facilitar la acción de depredadores, caso del jabalí (*Sus scrofa*) o el zorro (*Vulpes vulpes*) en las Marismas del Guadalquivir, donde también se ha constatado la pérdida de nidos debida a las molestias originadas por el ganado. Se alimenta fundamentalmente de insectos y sus larvas, aunque también consume anfibios y peces (Cramp, 1985).

AMENAZAS

Esta especie ha sufrido una fuerte regresión en España, como en la mayoría de los países de Europa central y meridional (Tucker & Heath, 1994), pero se desconocen las causas concretas de este declive. Entre las amenazas potenciales se ha mencionado la destrucción y degradación del hábitat, las mo-

lestias durante el periodo reproductor y el uso de productos químicos en la agricultura (Blanco & González, 1992; Tucker & Heath, 1994) aunque tales factores, por sí solos, probablemente, no expliquen su regresión.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

- En Francia se han utilizado con éxito como soporte para los nidos pequeñas balsas flotantes, construidas con poliestireno forrado con una red de plástico y con marco de madera, recubiertas o no con vegetación acuática (Sériot *et al.*, 1994).
- En el Parque Nacional de Doñana se ha disminuido la carga ganadera.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Esencial: conservación y recuperación de los humedales que son idóneos para su reproducción y de aquellos que utilizan para descansar y alimentarse en sus periodos migratorios.
- Esencial: protección efectiva de todas las áreas de cría conocidas, para evitar molestias durante la reproducción.
- Alta: manejo adecuado donde sea posible con el fin de mejorar el hábitat, como por ejemplo sería la recuperación o el mantenimiento de la vegetación flotante.
- Alta: Investigación de las causas de regresión.
- Alta: seguimiento de la evolución poblacional de la especie, con el fin de valorar las potenciales amenazas.

Arao Común *Uria aalge*

En Peligro Crítico; CR A2acd; B1ab(i,ii,iv,v)+2ab(i,ii,iv,v); C2a; D

Autores: Jorge Mouriño, Francisco Arcos y Agustín Alcalde

La población española de Arao Común ha padecido un dramático declive próximo al 100% en tres generaciones, hasta el punto de llegar al borde de la extinción. Este proceso ocurrió principalmente en la década de los años sesenta, cuando se estimaban 3.000 individuos, y ha continuado a un ritmo mucho más pausado hasta la actualidad, cifrándose los efectivos en unas diez parejas reproductoras¹ y menos de 50 individuos. La caza abusiva, unida a la muerte en artes de pesca y por vertidos de petróleo, así como posibles carencias de recursos tróficos, deben ser las causas de este proceso, no suficientemente detallado. No hay evidencias de posibles episodios de recolonización por parte de las prósperas poblaciones del Atlántico norte. En la actualidad, las colonias ibéricas son muy poco atractivas para el reclutamiento y, por tanto, de una viabilidad muy comprometida.

DISTRIBUCIÓN

Costas de Europa septentrional, Norteamérica (Atlántico y Pacífico) y norte de Asia (Pacífico). La población total mundial se estima en unos nueve millones de parejas, repartidas en cinco subespecies reconocidas actualmente²: *inornata*, del extremo norte del Pacífico; *californica*, de la costa oeste de Estados Unidos; *hyperborea*, del norte de Noruega y Ártico; *aalge*, del este de Canadá, Groen-

landia, Islandia, Feröes, norte de Escocia, Báltico y Costa de Noruega; y *albionis*, del sur de las islas Británicas (límite superior 55° 38'N), Helgoland, Bretaña e Iberia (Del Hoyo, 1996). Los efectivos calculados para esta última subespecie rondan las 125.000 pp. (Nettleship & Birkhead, 1985; Anónimo, 1991).

El Arao Común no es una especie amenazada en Europa (Tucker & Heath, 1994), donde crían 2,1-2,2 millones de parejas, con bastantes subpoblaciones en aumento (BirdLife Internatio-

nal/EBCC, 2000). Las colonias bretonas están en declive y catalogadas en peligro de extinción en Francia (Cadiou & Siorat, 1999). En Portugal, la especie únicamente está presente en las islas Berlengas, donde en el año 1995 se contabilizaron hasta 34 aves en los acantilados donde se reproducen (Morais, 1995).

España. Antiguamente criaba en islas y acantilados costeros, tanto en el Cantábrico como en el Atlántico, aunque sólo se dispone de datos y referencias puntuales desde el siglo XX (Tait, 1924; Bernis, 1948, 1966; Noval, 1967 y 1976; Bárcena, 1985). En la actualidad, sólo presente como nidificante en Galicia en dos localidades: cabo Vilán e islas Sisargas. En 1998 se observó un pollo en la ría de Bilbao (Zuberogoitia & Zuberogoitia, 1999) y en 1999 otro en San Sebastián, e incluso un pollo de Alca (*Alca torda*) en el 2000 en la misma localidad (Mugika, 2001a, 2001b), que probablemente procedan de las colonias bretonas.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Las primeras colonias en desaparecer fueron las colonias cantábricas, de las que apenas se tienen referencias concretas (Noval, 1967, 1976). En Galicia existieron un mínimo de ocho localidades con colonias de cría, calculándose un tamaño de población total de unos 3.000 ejemplares en torno al año 1960 (Bárcena, 1985). Tait (1924) ya citaba al Arao Común criando en Sisargas, cabo Touriñán (seguramente confundido con cabo Vilán) e islas Ons y Cíes. La evolución conocida de las principales colonias gallegas fue la siguiente:

A Coruña. *Estaca de Bares (Mañón):* Colonia estimada en 100 aves hacia 1960, desaparecida al menos desde 1982. En 1973 fueron observadas seis aves en los acantilados de la isla Ansarón (Xove, Lugo), 15 km al este, sin existir mayores evidencias de cría en esta localidad (Bárcena, 1985); *Serra da Capelada (Cariño):* Varios núcleos coloniales que sumarían unas 1.110 aves en torno a 1960, según testimonios de pescadores. El núcleo principal estaba ubicado en Os Aguillóns, islotes situados al norte del cabo Ortegal, constituido por unos 1.000 individuos, lo que la convertía, probablemente, en la colonia más numerosa de Galicia. En 1974 aún se observaron cinco aves posadas en la vecina isla Gaveira de San Andrés de Teixido y dos en 1980 en cabo Ortegal (Bárcena, 1985); *A Gaveira-Veigue (Sada):* Islote de la Ría de Ares-Betanzos, donde fueron vistas 6-8 aves en 1975 (Bárcena, 1985); *islas Sisargas (Malpica):* A mediados de siglo XX fueron contados unos 660 individuos en varias "furnas" (cuevas de la costa) de las islas Sisarga Grande y Malante (Bernis, 1948). En 1974 sólo se detectan 40 aves (Bermejo & Rodríguez Silvar, 1983) y 32 en 1975, localizadas en el islote Magnánimo y en una o dos furnas; desaparecen definitivamente de las furnas en 1981, cuando sólo se censan 11 aves en el mencionado islote (Bárcena *et al.*, 1987). En 1988 y 1989 se observan 10 y 11 aves respectivamente (Anónimo, 1991). En 1991 y 1992 sólo se produce una puesta, observando 5 y 9 aves respectivamente (Mouriño, 1991; Arcea, 1992; A. Alcalde, datos propios); en 1994 incuban tres de las seis aves observadas (Arcea, 1994). En los años 1998 y 2001 se ha registrado la reproducción de dos parejas (Grupo Naturalista Hábitat, 1999; A. Alcalde, datos propios); *cabo Vilán (Camarínas):* La colonia está localizada en los islotes del cabo y podía contar con unos 300 individuos a principios de 1960. En 1981 son contadas 63 aves en cuatro sectores diferentes (Bárcena, 1985), y en 1989, 14 adultos con dos pollos (Anónimo, 1991). En 1992 sólo crían en dos sectores en el islote Vilán de Fora, censando un máximo de 24 aves y estimándose 5-11 pp., y

en 1994 se contabiliza un máximo de 40 aves, estimándose 5-12 pp. reproductoras (Arcea, 1992, 1994). En años recientes (1998-2001) se han visto un mínimo de 8 aves (A. Alcalde, datos propios).

Pontevedra Isla de Ons (Buen): Existieron diferentes núcleos coloniales que desaparecieron, según referencias, en 1968. En total, constaría de unas 36 pp. en 1962 (Bárcena, 1985). En algunos años entre 1988 y 1995 se han registrado pollos o jóvenes en compañía de adultos en la contigua ría de Pontevedra (Anónimo, 1991; Arcea, 1992; Martínez, 1995; Rodríguez Vieites & Rodríguez Vieites, 1996), que, sin descartar totalmente una hipotética cría en las islas Ons o Cíes, seguramente procedan de las colonias de Vilán y Sisargas, dada la gran capacidad de desplazamiento de los ácidos en el agua durante el periodo de muda y desarrollo de los pollos (Nettleship & Birkhead, 1985) y conociendo también la existencia de importantes concentraciones postnupciales de muda (julio-septiembre) en la Ría de Pontevedra (Mouriño, 1991); *Costa da Vela (Cangas do Morrazo):* Citada por Bárcena (1985), quién menciona la cría de 5 pp. en los cantiles de monte Facho en 1962; *islas Cíes (Vigo):* Bárcena (1985) sugiere una población de 400 pp. a comienzos de los años sesenta, que se reducirían a 5-6 pp. en 1976 y a 6-7 aves en 1981, siempre ocupando dos islas diferentes (Bárcena *et al.*, 1987). Desde 1984 (2 pp.) y hasta 1987 (1 pp.), año de la última nidificación conocida, crió únicamente en Pta. Cabalo (Arcos *et al.*, 1995).

La colonia portuguesa del archipiélago de Berlengas ha sufrido un declive similar, desde 6.000 pp. en 1939 (Lockley, 1952) a 1.200 individuos en 1974, 365 aves en 1978, 142 en 1983, 71 en 1988 y 34 en 1995 (Vicente, 1987; Morais, 1995).

ECOLOGÍA

El Arao Común cría en densas colonias en repisas y grietas de acantilados; en Galicia utilizaba frecuentemente el interior de "furnas", grandes cavidades en los acantilados originadas por erosión marina. Las aves adultas visitan la colonia al menos desde el mes de marzo (datos propios). No construyen nido y depositan un único huevo sobre la roca, existiendo puestas de reposición. En Galicia, las puestas tienen lugar en la primera mitad de mayo y el pollo permanece en el cantil entre 16 y 30 días, al cabo de los cuales salta al agua para completar su desarrollo en el mar atendido por un adulto, normalmente el macho (observado un salto en Sisargas el 16 de junio, Arcea 1994). Este periodo es aprovechado por las aves adultas para mudar, perdiendo la capacidad de vuelo. Las colonias más densas y sincrónicas registran mayor éxito reproductor. Alcanza la madurez sexual a los 4-6 años, aunque aves de 2-4 años se acercan a la colonia de cría, normalmente formando grupos en zonas periféricas. Los Araos Comunes son aves longevas con elevada tasa de supervivencia adulta (87%), por lo que, como sucede con otras aves marinas, pueden dejar de criar algunos años si las condiciones ambientales no son apropiadas (Nettleship & Birkhead, 1985; Del Hoyo *et al.*, 1996).

Fuera de la época de cría pasan todo el tiempo en el mar, donde son especialmente vulnerables a la contaminación petrolífera (Tucker & Evans, 1997). Se han registrado concentraciones primaverales en las Rías Baixas, compuestas principalmente por aves inmaduras (Arcos *et al.*, 1995). También se han documentado concentraciones estivales de muda en la ría de Pontevedra, que posiblemente aglutinen a buena parte de la población gallega (Mouriño, 1991). En época invernal, la plataforma continental de

las costas atlánticas ibéricas (es una especie rara en el Mediterráneo) recibe mayoritariamente aves procedentes del mar de Irlanda y Bretaña, pero también individuos de la raza *U. aalge aalge* (42%, n = 59 recuperaciones de aves anilladas) (Díaz *et al.*, 1996). Se trata mayoritariamente de aves jóvenes (83,3%, n = 24; Bermejo & Rodríguez Silvar, 1994), que se dispersan después de la época de cría por el golfo de Vizcaya (Lloyd *et al.*, 1991). Resulta infrecuente observar aves desde la costa (Arcos *et al.*, 1995).

AMENAZAS

La disminución de la población ibérica ha tenido lugar principalmente en los años sesenta e incluso antes. En la década de los setenta ya quedaban menos de 100 pp. reproductoras, reducidas a alrededor de 10 pp. en 1990, efectivos prácticamente estabilizados en la actualidad. Este descenso exponencial y repentino se ha podido producir por una elevada mortalidad de aves adultas, habida cuenta la elevada fidelidad de éstas a sus colonias de cría (Hudson, 1985). Sin embargo, también se ha podido originar por la desaparición de stocks de peces que constituyen su dieta (fenómeno constatado, p. ej., en la isla del Oso entre 1986 y 1987; Harris, 1997), generando deserciones masivas de colonias hacia otras subpoblaciones en expansión (Hudson, 1985). Se ha apuntado un conjunto de factores como causa de la disminución de la especie en España, incluyendo tanto fenómenos de origen natural como actividades humanas.

Caza (3) y recolección de huevos. (0) Se han recogido testimonios directos de matanzas de adultos en plena colonia de cría, tanto en la Furna dos Aros de Sisargas (datos propios) como en cabo Ortegaleira (A. Velando, com. pers.). Fuera de la época de cría, están documentadas cacerías en las rías de Vigo, Coruña y Ares (Curt, 1979; Bárcena, 1985), donde se disparaba desde embarcaciones a motor a centenares de álcidos, Cormoranes Moñudos *Phalacrocorax aristotelis* y otras aves marinas, consumidas posteriormente en "caldeiradas". Solamente entre noviembre de 1983 y enero de 1984, se tuvo conocimiento de la muerte de 45 araos, 105 alcas y 137 aves indeterminadas entre ambas especies, desembarcadas en los muelles de Moaña y Cangas do Morrazo, en la orilla norte de la ría de Vigo (Arcos *et al.*, 1995). En la actualidad, la caza de aves marinas está prácticamente erradicada. La recolección de huevos fue una actividad tradicional, hoy en día desaparecida, que se practicaba, al menos, en las colonias de Ortegaleira, A Gaveira-Veigue, Sisargas, Cíes y Ons, con destino al consumo humano (Bárcena, 1985, datos propios). Su aparente carácter de práctica habitual desde tiempos pretéritos lo descartaría como origen del dramático declive de la especie en España, aunque pudiera ser causa de deserción o incremento de emigración en colonias sometidas a una fuerte y constante presión. Bárcena (1985) también registra casos de captura de pollos para ser usados como mascotas.

Artes de pesca. (1) Los álcidos son víctimas frecuentes de artes de pesca, principalmente trasmallos y otras artes de enmalle, pero también se ha documentado mortalidad en cercos y en artes de anzuelos como el palangre (Bárcena, 1985; Diego, 1988; Anónimo, 1991; Grupo Erva, 1992). Los registros de mortalidad de más de un centenar de álcidos en una sola beta (arte de enmalle) calada varios días en la Ría de Pontevedra (E. M. Sabarís, com. pers.), y de 150 alcas en un trasmallo cerca de Baldaio (A Coruña) (Grupo Naturalista Hábitat, 2000), muestran la peligrosidad de este tipo de artes. Es de destacar que el comienzo del declive del

Arao Común en la península Ibérica coincide con la expansión y modernización de la flota pesquera en los años sesenta (Bárcena, 1985; Morais, 1995). El uso ilegal de explosivos en la pesca también ha sido citado como causante de mortalidad de araos (Bárcena, 1985).

Contaminación por productos petrolíferos. (1) Los álcidos en general, y el Arao Común en particular, son especies especialmente sensibles a los vertidos de hidrocarburos al medio marino, debido a sus hábitos nadadores y buceadores (Camphuysen, 1989; Tucker & Evans, 1997). Estos vertidos tienen origen tanto por la limpieza ilegal de tanques y depósitos, como en accidentes y derrames sistemáticos de origen diverso. En Galicia, además de un intenso tráfico marino, del trasiego originado por la existencia de una refinería de petróleo en A Coruña y de accidentes de menor escala, se han registrado 4 grandes catástrofes que provocaron mareas negras: "Polycommander", en las islas Cíes en 1970; "Urquiola", en la Ría da Coruña en 1976; "Andros Patria", en las islas Sisargas en 1978; y "Aegean Sea", en la Ría da Coruña en 1992. Un 38,7% de los 331 araos recogidos muertos en las costas atlánticas españolas en las inspecciones costeras de febrero entre 1980 y 1998, presentaban indicios de petróleo corporal. Se encontró mayor incidencia del petróleo en el periodo 1980-1988 (54,2%) que entre 1989 y 1998 (33,4%) (Arcos *et al.*, 2001).

Presión de depredadores. (4) Los Araos Comunes nidifican en colonias compartidas con otras especies de aves marinas y terrestres de hábitos rupícolas. Entre estas, el Cuervo (*Corvus corax*) y las prósperas poblaciones de Gaviota Patiamarilla (*Larus cachinnans*) representan el mayor peligro potencial de depredación sobre huevos y pollos de Arao Común, de la que apenas hay evidencias concretas en Galicia (Bárcena, 1985). En Bretaña, los cuervos y cornejas (*C. corone*) han jugado un importante papel en el descenso de algunas colonias (Cadiou & Siorat, 1999). En cualquier caso, la incidencia de la depredación no debió ser significativa en la disminución registrada en los años sesenta.

Cambios en la oferta trófica. (4) La alimentación del Arao Común está basada en un limitado número de especies de peces, de longitud y anchura reducidas, entre los que se encuentran la Anchoa (*Engraulis encrasicolus*) y el Espadín (*Sprattus sprattus*) (Nettleship & Birkhead, 1985; Pasquet, 1988). A finales de los años cincuenta se registró una drástica disminución en las capturas de Anchoa en toda la Cornisa Cantábrico-Atlántica (Junquera, 1984), que ha sido relacionada tanto con una alteración de las condiciones oceanográficas, que habrían modificado sus fronteras biogeográficas, como con el contemporáneo aumento en la eficacia pesquera. La evolución de las poblaciones de Anchoa y de Espadín, especie que también parece haber seguido una pauta similar en Galicia (López-Veiga, 1978), ha sido considerada la causa principal del descenso del Arao Común en Galicia (Anónimo, 1991). Sin embargo, los lanzones (Ammodytidae), también presas potenciales del Arao Común, constituyen el componente principal tanto en frecuencia como en biomasa de la dieta de las nutridas colonias (más de 1.600 pp.) de Cormorán Moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en las islas Cíes y Ons (Velando & Freire, 1999), por lo que no parece que el descenso de oferta trófica sea la única causa de desaparición de la especie. Las fluctuaciones en las poblaciones de otras especies, como es el caso de la sardina (Xunta de Galicia, 1993), podrían jugar también un papel relevante en la dieta actual del Arao Común.

La ausencia de información precisa, tanto referente al descenso de la población como al efecto de las diferentes causas de mortalidad constatadas, impide obtener una idea clara de la situación.

Sin embargo, el brusco declive registrado debería asignarse, bien a una elevada mortalidad de adultos (existiendo importantes registros debidos a caza, enmallamientos y petróleo), o bien a la desaparición repentina de recursos tróficos, factores que incluso pudieron tener importancia desigual, tanto temporal como espacialmente. La carencia de información detallada es extensiva a la colonia portuguesa de las islas Berlengas.

En la actualidad, el pequeño tamaño de la población ibérica provoca que sea muy vulnerable a cualquier evento de mortalidad en artes de pesca o por vertidos petrolíferos. Además, el pequeño tamaño de las colonias no resulta atractivo para los aves que se incorporan a la población reproductora.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La Inspección regional del ICONA en Galicia organizó el trabajo de recopilación de información presente y pasada, publicado por Bárcena (1985). Entre 1988 y 1991 se desarrolló el Programa Arao (SEO, SGHN, Grupo Erva, Grupo Naturalista Hábitat; ver Anónimo, 1991), con fondos de la Unión Europea, desarrollándose actividades divulgativas, actividades escolares, trabajo de campo de seguimiento de la población e investigación de las causas del declive de la especie. En 1991, 1992 y 1994, el seguimiento de las poblaciones fue llevado a cabo por iniciativa del Servicio de Medio Ambiente Natural de la Xunta de Galicia (Mouriño, 1991; Arcea, 1992, 1994).

Las dos colonias existentes en la actualidad han sido propuestas como Lugares de Interés Comunitario, pero no se han tomado medidas concretas de conservación del Arao Común. De hecho, la colonia de las islas Cíes desapareció en 1988, cuando el archipiélago era ya Parque Natural desde 1980.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Investigación aplicada y seguimiento. (1) Diseño y mantenimiento de un programa de investigación y seguimiento anual de las actuales colonias y de las concentraciones de muda, conocidas, al menos, en la Ría de Pontevedra. De forma adicional, se deberían investigar, entre otros aspectos: a) Movimientos de la población nativa a lo largo del ciclo anual; b) La distribución de ácidos en la plataforma continental gallega; c) Las áreas de alimentación de las colonias actuales; d) La composición de la dieta en épocas reproductora y no reproductora, así como la disponibilidad de

presas alrededor de las colonias.; e) Efecto de artes de pesca y medidas correctoras.

Manejo. (2) Mediante colocación de cimbeles que atraigan individuos que se incorporan a la población adulta, tanto en las colonias actuales como en algunas de las ya desaparecidas.

Protección. (2) Efectiva y vigilancia de los enclaves de reproducción del Arao Común (islas Sisargas y cabo Vilán).

Capturas accidentales. (2) Ordenación efectiva en el uso de artes de enmalle, tanto en las inmediaciones de las colonias como en las áreas de mayores concentraciones no reproductoras. Erradicación del uso de explosivos en la pesca.

Contaminación. (2) Vigilancia de la contaminación por crudos petrolíferos, especialmente de aquella derivada del tráfico marítimo por la plataforma costera.

Divulgación. (3) Elaboración y mantenimiento de un programa anual de divulgación dirigido a los centros escolares de localidades costeras.

Notas: ¹ (de los editores): Con posterioridad al cierre de la elaboración de la ficha, pero antes del envío del Libro Rojo a imprenta, debe indicarse que la catástrofe provocada por el *Prestige* en noviembre de 2002 ha supuesto una mortandad masiva para esta especie, con más de 11.300 ejemplares petroleados (recogidos hasta febrero de 2003) (SEO/BirdLife, 2003). En la época de reproducción de 2003 se han realizado visitas a los últimos enclaves de cría de cabo Vilán e islas Sisargas (cuatro visitas a cada colonia), para conocer el impacto del *Prestige* en la reproducción de las últimas parejas que habían perdurado hasta el año 2002 (véase apartado de Población y Tendencia), estas observaciones parecen sugerir que en 2003 el Arao Común no se ha reproducido, aunque puedan todavía perdurar 2-4 pp. (A. Alcalde & F. Docampo, *in litt.*). Aunque habrá que esperar uno o dos años más para concluir sobre la suerte real de la especie como reproductora en España, no cabe duda que la situación es crítica y próxima a la extinción. A principios de julio de 2003, en el Centro de Recuperación de Fauna Salvaje de Santa Cruz de Oleiros han llegado un adulto de la raza *albionis* que por las fechas se atribuye a un ejemplar de la población gallega, dos subadultos y un inmaduro de segundo año (A. Alcalde & F. Docampo, *in litt.*). Paralelamente, la Xunta de Galicia en 2003 ha encargado un seguimiento de las colonias de cría de Arao Común, y a fecha de cierre de esta edición, SEO/BirdLife desconocía los resultados del mismo. ² (de los autores): En la península Ibérica fue sugerida una subespecie propia (*Uria aalge ibericus*, Bernis 1948), de la que en realidad nunca han existido evidencias concretas (Mouriño, 1999).

Ganga Ortega *Pterocles orientalis*

Vulnerable; VU A2c+3c+4c; C1

Autores: Francisco Suárez y Jesús Herranz

La Ganga Ortega se ha catalogado como Vulnerable debido a que (1) el tamaño de la población reproductora en España continental debe estar cercano a los 10.000 individuos (rango, 10.000-15.000), estimándose la población canaria en unos 400-1.000 individuos, y (2) los datos existentes sobre la evolución de sus poblaciones y su área de distribución muestran un declive en los últimos veinte años (tres generaciones) superior al 30%, que puede ser incluso mucho mayor en las poblaciones periféricas, posiblemente superior al 50% en la última década. Esta asignación debe revisarse a corto plazo debido al pronunciado declive de la especie y la posibilidad de que cumpla en poco tiempo los criterios para ser incluida como En Peligro. La magnitud del retroceso de sus poblaciones, además de por datos concretos regionales, estaría apoyada por los cambios agrarios, especialmente la intensificación del secano español y los cambios regionales en los cultivos. Las causas de estas modificaciones agrícolas siguen vigentes hoy en día, por lo que se considera que el declive de la especie continuará en años venideros, alcanzando en poco tiempo cifras inferiores a los 10.000 individuos. La Ganga Ortega debe tener una elevada prioridad de conservación, a causa de la responsabilidad española ante la UE para la protección de la especie y la magnitud de su regresión poblacional.

DISTRIBUCIÓN

Se trata de una especie de amplia distribución, que en la UE sólo está presente en España (incluidas las islas Canarias) y Portugal, donde su área de distribución comprende las zonas limítrofes con Castilla y León y Extremadura (Rufino, 1989). A escala mundial, la subespecie nominal (*orientalis*) ocupa también el norte de África, desde Marruecos a Libia, Chipre, Israel, Anatolia y Armenia. La subespecie *arenarius* se distribuiría en diferentes países del este de Asia (De Juana, 1997a).

España. La Ganga Ortega está bastante extendida por España, aunque su distribución es extremadamente fragmentaria. Está ausente de las comunidades autónomas de Galicia, Principado de Asturias, Cantabria, País Vasco y Comunidad Valenciana. En el resto de comunidades su presencia responde básicamente a la distribución de los cultivos extensivos de cereal en secano, pastizales semiáridos y matorrales de bajo porte: valle del Ebro y páramos del Sistema Ibérico, cuenca del Duero, Castilla-La Mancha, Madrid y Extremadura. También está presente en las zonas semiáridas del sureste ibérico (Murcia y Almería), aunque de forma más puntual, áreal que se prolonga hacia el interior por las Hoyas de Guadix y Baza (Granada), Llanos del Temple (Granada) y Jaén. En el valle del Guadalquivir está restringida a algunas localidades aisladas de Sevilla, estando ausente de las provincias de Cádiz y Málaga. En las islas Canarias sólo está presente en Fuerteventura, considerándose esporádica en Lanzarote, aunque no se descarta que pueda nidificar en ocasiones (Emmerson, 1999).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población reproductora en España se ha estimado tentativamente en unos 14.000-17.000 individuos, de los cuales unas 200-300 pp. corresponderían a las islas Canarias (Suárez *et al.*, 1999a). Se revisan a continuación estas cifras en función de la nueva información existente (Martí & Del Moral, 2003 y datos inéditos), puesto que se considera que muy posiblemente están sobreestimadas. Para una mejor comprensión del texto, los resultados se presentan en número de individuos, asumiéndose que las estimas

realizadas en parejas reproductoras son el doble cuando se transforman en número de individuos. Igualmente, cuando las fuentes originales presentan la información en parejas, éstas se han convertido en número de individuos.

Castilla y León. La población fue estimada en unos 2.800-3.500 individuos (Suárez *et al.*, 1999a). Este tamaño poblacional se calculó en algunas provincias sobre la base de su distribución potencial y abundancias en los distintos hábitats y comarcas. Considerando datos más recientes y precisos las cifras resultan bastante menores. En León, su distribución está cada vez más recluida al sector central de la comarca de Los Oteros, estimándose su número en unos 90-140 ejemplares (F. J. Purroy, com. pers.). No existen nuevos datos sobre Palencia y Burgos, por lo que las cifras de Jubete *et al.* (1997, 150-350 individuos) y Román *et al.* (1996, 100-200 individuos) siguen siendo válidas. En Soria están estimadas las poblaciones de los Altos de Barahona (50-70 individuos, Hernández 2000) y los páramos de Villaciervos, Soria, Campo de Gómara y Monteagudo de Vicarías (Garza & Suárez, 1992), con un total en estas últimas zonas de unos 100 individuos; todas estas localidades cubren la mayor parte del área de distribución soriana de la especie y darían una cifra provincial de unos 150-170 individuos, que coincide en orden de magnitud con las estimaciones de J. L. Hernández (com. pers.) (máximo de 200 individuos). En Segovia se han estimado unas 20 individuos en Montejo de la Vega y no fue contactada en los páramos del Duratón (Garza & Suárez, 1992), por lo que se considera esta primera cifra aunque, a falta de más datos, pueda parecer conservadora. La población de Valladolid estaría comprendida entre 400 y 800 individuos (A. Balmori, com. pers., basado en el Atlas de las Aves de Valladolid) y la de Salamanca estaría en la horquilla de 600-800 individuos (V. López Alcaza, com. pers.). La población avileña es bastante residual, y considerando un valor medio de los rangos de las estimas numéricas de cada cuadrícula del nuevo Atlas (Martí & Del Moral, 2003), resultan un total de unos 80 individuos. La población actual en Zamora se calcula en 500 individuos (M. A. García Matellanes, com. pers.).

La Rioja y Navarra. Las poblaciones de La Rioja y Navarra estaban estimadas en 1996 en unos 70-130 y 450-750 individuos, respectivamente (Astrain & Etxeberria, 1998; Etxeberria &

Astrain, 1999); no existen nuevos datos al respecto, aunque parece que la población ha disminuido drásticamente en la última década.

Aragón. Sobre la cuantía de la población aragonesa existen discrepancias: mientras que Sampietro (1998) estima que existen unos 2.800 ejemplares, Guadalfajara (1999) incrementa esta cifra hasta los 3.800 individuos. Se puede considerar por tanto una horquilla de 2.800-3.800 individuos.

Cataluña. La población ha descendido, situándose en el año 2001 los efectivos de la especie entre 20-30 individuos (Bota, 2002).

Castilla-La Mancha. Los cálculos tentativos para este ámbito daban una población de 3.700-4.000 individuos, pero una estima más reciente y precisa la sitúa en torno a los 2.000-3.500 individuos (Martínez, 1999). El Libro Rojo de Castilla-La Mancha (CAMA-Castilla La Mancha, 2002), añade a esta estima poblacional los siguientes datos: en Guadalajara de 153-300 aves, Cuenca 208 a 510, Toledo 419-910, Ciudad Real 898 a 1.210 y Albacete con una población en torno a los 313-650 ejemplares. Estimaciones anteriores ofrecían una población inferior a la actual, pero parece ser debido a una menor cobertura de censo.

Madrid. La población más numerosa, situada en el sureste provincial, se desconoce, pero por el número de cuadrículas ocupadas en el Atlas (Martí & Del Moral, 2003) debe ser bastante menor que aquella de la cual es su continuación geográfica en Cuenca (Villalba del Rey, Villamayor de Santigo y La Almarcha, estimada por Martínez, 1999, en 100-250 individuos). Por ello se ha tomado como valor para esta población madrileña un abanico de 50-120 individuos. La otra población importante (Talamanca, Valdetorres y Camarma de Esteruelas) se ha evaluado en el año 2001 en unos 40 individuos (J. L. González & V. Garza, com. pers.). La cifra resultante en Madrid sería por tanto de 90-160 individuos.

Extremadura. No existe nueva información, considerándose como valor las cifras estimadas por De Juana *et al.* (1999), unos 2.000 individuos más varios cientos, adoptando un intervalo de 2.200-2.800 individuos reproductores.

Andalucía oriental. Las estimaciones de Manrique & Yanes (1999) para esta región siguen estando vigentes (500-700 individuos). La población de Granada se estima provisionalmente en unos 400 individuos (J. M. González, com. pers.) y la de Jaén se considera actualmente inferior a los 150 individuos (M. Yanes, com. pers.).

Andalucía occidental. Su escasa presencia como reproductor hace pensar que sus poblaciones son reducidas, no superando las decenas de individuos. En el Andévalo occidental onubense se citan en la actualidad 10-15 pp. (J. M. Sayago *in litt.*).

Murcia. Según las estimaciones de su principal población, situada en norte de Murcia (Jumilla-Yecla, Martínez-Abellán *et al.*, 1996), se alcanzarían 50-100 individuos.

Canarias. Martín & Lorenzo (2001) consideran que la especie "abunda localmente" en Fuerteventura, existiendo tres grandes núcleos, siendo el meridional con diferencia el más importante, concluyendo que sus efectivos reales en Canarias "deben ser superiores" a la estimación de 400-600 individuos.

En total, nos encontraríamos para el conjunto de España peninsular una cifra estimativa de unos 10.300-15.000 individuos, sin que pueda precisarse si son individuos reproductores. La primera cifra es el valor más probable, bastante inferior a las estimaciones de Tucker & Heath (1994) y Suárez *et al.* (1999a). La población real puede ser incluso inferior a este mínimo, debido a que: 1) al-

gunas de las estimaciones datan de mediados de los años noventa, habiéndose producido desde esas fechas una importante regresión de la especie; y 2) ciertos tamaños poblacionales (p. ej. Castilla-La Mancha) se han calculado en función de las superficies potenciales y las abundancias en la zona, método que, en general, arroja cifras superiores a las reales.

En cuanto a las tendencias, los datos muestran que el declive de esta especie es muy pronunciado, tanto en sus tamaños poblacionales como en su área de distribución, habiéndose estimado su cuantía en un 50% entre los años setenta y noventa (Purroy *et al.*, 1997). Esta disminución afecta fuertemente a las poblaciones periféricas, donde las cifras existentes indican retrocesos superiores a este porcentaje, desconociéndose en detalle qué ocurre en algunos núcleos centrales, aunque existen datos que indican que pueden estar también sometidos al mismo proceso regresivo. Los datos de Cataluña muestran que la población ha disminuido en el último quinquenio entre el 47% (poblaciones mínimas) y el 25% (máximas) (19-20 pp. en 1994, 10-15 pp. en el 2001, Bota, 2002), habiéndose reducido su área de distribución desde los años cincuenta a los ochenta en una quinta parte. De hecho, de la comparación entre los mapas de distribución del nuevo atlas de aves nidificantes de Cataluña (ICO) y el realizado a principios de los ochenta (Muntaner *et al.*, 1983) se constata una fortísima regresión areal, que puede estimar en un total de 10 cuadrículas sobre el total de 13-14 registradas en el primer atlas.

Un descenso de igual magnitud parece haber ocurrido en La Rioja y Navarra. En la primera comunidad su rarefacción es anterior a los años ochenta (De Juana, 1980). En la segunda, la disminución ha continuado hasta la actualidad: Etxeberria & Astrain (1999) han documentado que su área de distribución ha tenido un retroceso considerable entre los años 1985 (Elósegui, 1985) y 1998, con un notable desplazamiento de su límite septentrional. En la última década, censos realizados en vehículo durante 10 años (periodo 1991-2001) durante la primavera y el otoño (media anual de km recorridos, 835 y 823 km) muestran un descenso del 64% de los efectivos en ambas épocas de censo ($n = 133$ y 32 individuos contactados en primavera en los años 1992 y 2002; $n = 121$ y 31 individuos en otoño, años 1991 y 2001). Además, conteos realizados en batidas en mano, andando, de Perdiz Roja, donde se censaban también las gangas (unas 4000 ha anuales), muestran decrementos del mismo orden de magnitud: 46% entre 1991 y 1997.

Las poblaciones y área de distribución de Castilla y León muestran tendencias similares. En Palencia, Jubete (1997) constata una fuerte regresión. La disminución de su área de distribución en Burgos está bien documentada hasta el año 1996 (Román *et al.*, 1996) y en León su área de distribución se ha restringido al núcleo central de Los Oteros, habiendo disminuido dramáticamente, incluso en los últimos cinco años (F. J. Purroy, com. pers.), tendencia similar a la que se ha observado en Valladolid (A. Balmori, com. pers.). En Soria existen datos concretos recientes, habiendo desaparecido en los páramos de Layna, donde se estimaban 40 individuos en los años noventa, disminuido su población en los páramos de Barahona, aunque en una cuantía desconocida, y desaparecido en los últimos cinco años de algunos otros páramos sorianos de pequeña extensión (J. L. Hernández, com. pers.). En Zamora se ha observado un fuerte descenso poblacional, habiendo desaparecido de muchas localidades donde antes era habitual su reproducción (M. A. García Matellanes, com. pers.). No existen datos, sin embargo, sobre su evolución en las otras provincias (Salamanca, Ávila y Segovia), aunque en Segovia, la concentra-

ción parcelaria (desde los años setenta y ochenta), el abandono del barbecho y la roturación de erial (F. Barrio, com. pers.; ver amenazas y ecología) necesariamente debe haberse traducido en una regresión.

La tendencia de uno de sus núcleos principales, Aragón, parece también fuertemente negativa, habiéndose constatado una reducción, tanto en el área de distribución, como en las densidades de algunas localidades. Está reducción data de los años ochenta y está asociada a nuevos regadíos y concentraciones parcelarias de grandes extensiones. Se desconoce su evolución en Extremadura, aunque desde los años noventa los tamaños de bando se han reducido considerablemente, lo que indicaría una evolución negativa (C. Barros, com. pers.). En el otro gran núcleo regional, Castilla-La Mancha y Madrid, la población se ha considerado estable, aunque ciertas poblaciones locales sin duda han sufrido un retroceso, como puede ser el núcleo madrileño de Talamanca, Valdeterres y Camarma de Esteruela, donde en ciertas localidades actualmente ya no nidifica y donde prácticamente ha dejado de observarse (Cobeña, F. Suárez, datos inéditos).

Finalmente, sobre su evolución en Murcia no existen datos, mientras que en Andalucía oriental Manrique & Yanes (1999) citan dos tendencias opuestas en las zonas donde existen registros: la población de cabo de Gata, que habría aumentado hasta el año 1998 con motivo de la creación del Parque Natural, y el resto, donde el decrecer en su área de distribución y número ha sido continuo, habiendo desaparecido de numerosas zonas. No obstante, las zonas esteparias de cabo de Gata-Nijar han sufrido un drástico cambio en los seis últimos años, habiéndose ocupado los cultivos bajo plástico superficies muy importantes. La práctica desaparición de la especie en Andalucía occidental es un hecho que posiblemente se remonte a décadas anteriores a los ochenta, mientras que las tendencias de las poblaciones canarias se desconocen.

En resumen, los conocimientos existentes sobre la especie muestran un drástico declive poblacional y en su área de reproducción, muy marcado en las poblaciones periféricas, con valores superiores incluso al 50% en la última década, pero que también está documentado o estimado en algunos núcleos centrales (Aragón y Extremadura, respectivamente). Este declive posiblemente sea muy superior a un 30% en los últimos 20 años para el conjunto de toda la población española continental (tres generaciones, considerando una edad media de los adultos de unos seis años, los pteroclididos son especies considerablemente longevas, habiéndose citado edades superiores a los 10 años para la Ganga Ibérica en cautividad; Meade-Waldo, 1906), y alcanza valores superiores al 50% en los últimos 10 años en las regiones donde existen datos históricos cuantitativos (Cataluña y Navarra).

ECOLOGÍA

Algunos aspectos de la historia natural y la autoecología de la Ganga Ortega resultan determinantes para su conservación. En particular, son esenciales su abundancia, selección de hábitat, alimentación, movimientos estacionales, reproducción y necesidad de bebederos. A pesar de su amplia distribución, la abundancia de la especie en las zonas donde esta presente es reducida y bastante menor que la de la Ganga Ibérica en aquellas áreas donde coinciden (rango del número de individuos/km² en primavera en diversas localidades, sin considerar valores atípicos: Castilla y León, 0,6-0,2; valle del Ebro (Navarra, Aragón y Cataluña), 1,0-0,2; Cas-

tilla-La Mancha, 3,0-1,0; Extremadura, 1,0-0,3, datos según Purroy, 1999, Guadalfajara, 1999, Suárez *et al.*, 1997 y De Borbón *et al.*, 1999). La selección de hábitat de la especie en España ha sido sintetizada por Suárez *et al.* (1999b). Los barbechos de larga duración, eriales y pastizales parecen ser esenciales durante los periodos reproductor e invernal, mientras que las siembras parecen ser seleccionadas negativamente, al igual que los matorrales de cierta altura; las leguminosas son seleccionadas en ciertas ocasiones de forma positiva, mientras que en otras lo hacen de modo contrario; en cualquier caso este tipo de cultivo no parece tener en esta especie la importancia que posee para el Sisón Común (*Tetrax tetrax*) o la Ganga Ibérica (*Pterocles alchata*). Además, parecen existir diferencias regionales, que se han explicado en función de la disponibilidad de los distintos sustratos agrarios. Acorde con esta selección de hábitat, los escasos datos sobre la alimentación de la especie muestran una dieta estrictamente seminívora, aunque también parece consumir hojas de ciertas leguminosas (Suárez *et al.*, 1999c). Las semillas consumidas están relacionadas lógicamente con los sustratos agrarios que selecciona: trigo y veza entre las cultivadas, y leguminosas silvestres en pastizales, eriales y barbechos viejos (géneros *Trifolium*, *Biserrula* y *Medicago*).

Los movimientos estacionales de la especie se conocen mal. Parece ser que durante el invierno se mantiene en las áreas de reproducción, aunque es muy posible que existan también desplazamientos invernales, tal como apuntan De Borbón & Barros (1999). Los mayores tamaños de bando se producen durante el invierno, aunque su gregarismo es mucho menor que el de la Ganga Ibérica, siendo generalmente menores a los 15 individuos, aunque a veces alcanzan las 40 aves e incluso hasta 200 aves en Fuerteventura (Martín & Lorenzo, 2001). Durante el verano, en sus desplazamientos a los bebederos, no forman grandes bandos, siendo su tamaño medio de 2,3 aves (De Borbón & Barros, 1999).

Finalmente, en relación con su reproducción, hay que señalar tres aspectos importantes: en primer lugar, su reducido tamaño de puesta (valor modal en España, tres huevos, De Borbón *et al.*, 1999), cuya consecuencia es que la posible recuperación de sus poblaciones sea lenta. En segundo, su nidificación en el suelo y el carácter nidífugo de los pollos, que les hace estar expuestas a altas tasas de depredación (Herranz *et al.*, 1999). Y finalmente, su dependencia de los bebederos que, aunque pueden ser de dimensiones reducidas (Ferns & Henley, 1999), requieren para su uso por las Ortegas ciertas condiciones de visibilidad y accesibilidad.

AMENAZAS

La reducción del hábitat de la Ganga Ortega y los cambios en la gestión agraria parecen ser los principales factores que determinan la tendencia negativa de la especie, aunque existen también otros que pueden contribuir a su decrecer.

Reducción del hábitat por cambios de uso. La reducción de su hábitat se debe principalmente a cambios en la superficie de los distintos usos agrarios, principalmente la desaparición del barbecho, el incremento de los olivares y regadíos, la forestación de tierras agrarias y las grandes infraestructuras y desarrollos urbanísticos. La magnitud de estos cambios pueden ilustrarse mediante el análisis de la evolución de las superficies dedicadas a estos aprovechamientos, tomando como periodo de referencia los 20 últimos años (periodo 1980-2000, MAPA, 1981 y MAPYA, 2001) y como ámbito las principales zonas donde la especie se reproduce (Navarra, Aragón, Castilla y León, excepto Ávila y Segovia,

donde la población total es reducida, Castilla-La Mancha, a excepción de Guadalajara, Extremadura, Jaén y Granada). En este intervalo, la superficie en barbecho ha disminuido en un 33% en relación al año 1980 (1.141.000 ha), con valores tan extremos como el 58% en Andalucía oriental y 39% en Castilla y León y 37% en Castilla-La Mancha. Paralelamente, el regadío se ha incrementado un 27% (376.000 ha), destacando en este caso las regiones de Castilla-La Mancha y Aragón (68 y 7%, respectivamente); es de resaltar en este último cambio el incremento de las superficies bajo plástico de las zonas costeras de Almería, cifradas como mínimo en unas 40.000 ha, ya que esta drástica transformación supone la desaparición irreversible de la especie. El olivar ha tenido un incremento muy desigual según regiones, pero en Jaén y Granada sus superficies han aumentado en este periodo en el 30% (264.000 ha). En cuanto al programa de Reforestación de Tierras Agrarias al amparo del Reglamento 2078/92/CEE se carece de cifras provinciales que permitan evaluarlo correctamente, pero su magnitud puede analizarse a escala nacional, habiendo afectado hasta octubre de 1998 un total de 549 mil ha. También hay que citar en el último decenio la roturación de zonas de erial y pastizal semiárido, principalmente en Castilla y León y Aragón, con el fin de incrementar las superficies de las explotaciones y cumplir con el barbecho obligatorio de la PAC sin una disminución de la producción, y las nuevas plantaciones de vid en La Rioja o su sustitución por emparrados (Castilla-La Mancha, La Rioja, Navarra y Valladolid). Finalmente, las grandes infraestructuras (vías de comunicación, aeropuertos) han afectado también importantes superficies esteparias, especialmente en el entorno de los núcleos poblacionales primarios y secundarios, aunque es difícil cuantificar su magnitud.

Estas amenazas continúan en la actualidad, incluso algunas de ellas pueden acrecentarse en el futuro. La tendencia de la disminución de la superficie en barbecho es prácticamente continua desde los años sesenta, y no da muestras, de acuerdo con las últimas estimaciones de su superficie, de que se reduzca su entidad. El futuro Plan de Regadíos, para cuya aplicación se están alcanzando ya acuerdos, supone unas 28.000 ha en Andalucía, 47.000 ha en Aragón, 29.000 en Castilla-La Mancha, 50.000 en Castilla y León y 23.000 ha en Extremadura, afectando posiblemente de forma irreversible las últimas poblaciones de Ganga Ortega en Cataluña y otras poblaciones peninsulares. La nueva Organización Común del Mercado prevista para el olivar (ayudas en función de la superficie) hace pensar que su extensión no se incremente con la intensidad que lo ha hecho en la última década, aunque depende también de las vicisitudes del mercado; lo que no parece probable es que las superficies actuales decrezcan. Finalmente, el programa de reforestación de tierras agrarias tiene continuidad para el próximo quinquenio (RD 6/2001, de 13 de enero) y están previstas una serie de infraestructuras que pueden afectar importantes enclaves para la especie. En conjunto, se puede decir que las principales amenazas para la especie no parece que remitan en su intensidad durante los próximos años, sino que más bien tenderán a incrementarse.

La intensificación en la gestión agraria de los cultivos. Los cambios en el barbecho anual, que a lo sumo se labra una vez, no se trata con herbicidas y es seleccionado positivamente por la Ganga Ortega (ver apartado de Ecología), no sólo afectan a sus superficies, sino también a su gestión. La utilización, cada vez más generalizada en las mejores tierras (p. ej. en la cuenca del Duero o del Guadalquivir), de variedades de cereal de ciclo corto reduce la superficie del barbecho entero (anual) u holgón.

Además, todos ellos son arados varias veces a lo largo del año, aplicándoseles herbicidas de pre y post-emergencia, de modo que la cobertura y diversidad de plantas arvenses quedan reducidas a mínimos. Consecuentemente, los barbechos sólo son utilizados marginalmente por las Gangas Ortegas (ver Ecología). La extensión de este cambio es difícil de precisar, pero es general en las zonas de mejores suelos y comienza a extenderse en áreas de rendimientos más marginales. Es difícil prever la evolución de este cambio, aunque el incremento continuo desde los años sesenta del índice de mecanización (CV/ha) permite deducir que es un proceso que continuará, incluso en las tierras de rendimientos marginales (rendimiento medio de cereal en secano inferior a 1.500 kg ha⁻¹ año⁻¹).

Añadido a esta intensificación del barbecho, está el efecto concreto que pueden tener plaguicidas y abonos sobre la calidad de los aguaderos, de los que dependen las Gangas Ortegas, aunque este extremo no haya sido estudiado hasta el momento.

Depredación. El efecto de los depredadores generalistas, en especial del zorro y la urraca, sobre el éxito reproductor de las especies que nidifican en el suelo ha sido señalado por Yanes & Suárez (1995) sobre paseriformes & Herranz *et al.* (2002) en la Perdiz Roja. Las altas tasas de depredación a que están sometidas las Gangas Ortegas en España (media, 76,5% de los nidos, De Borbón *et al.*, 1999), hacen pensar que la depredación puede ser un riesgo para la supervivencia local de la especie.

Otros factores. El efecto de otros factores relacionados con las prácticas agrarias, como pueden ser el uso indiscriminado de herbicidas, la utilización de semillas blindadas, la desaparición de las lindes, etc. no ha sido estudiado en esta especie, aunque se sabe que tienen efectos negativos sobre otras especies de aves de medios agrarios (Campbell *et al.*, 1997). Localmente, el sobrepastoreo, al reducir la altura y cobertura herbácea, puede suponer un problema para la nidificación de la especie. También el furtivismo en los aguaderos puede tener una incidencia local difícil de evaluar a una escala más amplia.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Aunque no existen actuaciones concretas para la especie, se han realizado diversos programas LIFE en zonas esteparias que pueden contribuir a su conservación, a los que hay que añadir la declaración de ciertos espacios protegidos en zonas esteparias, de extensión relativamente escasa, y las ZEPA que, aunque superficialmente extensas, la mayoría de ellas carece de un Plan Rector de Uso y Gestión. También algunos de los programas agroambientales, al amparo del Reglamento 2078/92/CEE, pueden haber tenido una incidencia positiva, aunque no ha sido evaluada. De especial relevancia entre estos últimos han sido el Programa de Conservación de las Aves Esteparias de Castilla y León y el de Protección de Flora y Fauna en sistemas de cultivo de secano extensivos del Gobierno de Navarra.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Las medidas de protección de la Ganga Ortega están íntimamente ligadas a invertir, al menos, las tendencias actuales de cambio de usos e intensificación agrícola en extensas superficies, esto último debido a su baja densidad en todo su área de distribución y la necesidad de contar con poblaciones viables. Algunas de las medi-

das concretas a contemplar en los futuros programas agroambientales y en la aplicación de los programas de extensificación y protección de fauna esteparía serían las siguientes:

- Reducir o evitar la tendencia a la disminución de las superficies en barbecho, fomentando las primas para su mantenimiento.
- Exigir y controlar que estos barbechos, principalmente los denominados “barbechos tradicionales” y “obligatorios”, no sean arados a lo largo del año sucesivas veces y que la aplicación de herbicidas sea mínima (mantenimiento y fomento de los barbechos anuales).
- Restringir la implantación de nuevos regadíos, incluso los ya planificados, en aquellas zonas donde esté presente la Ganga Ortega, incluso aunque las poblaciones sean residuales y/o marginales (p. ej., las poblaciones catalanas).
- Fomentar los eriales y pastizales, y gestionarlos con una carga ganadera zonal adecuada, tratando de evitar el sobrepastoreo que tiene lugar en algunas zonas (p. ej. en La Serena, Badajoz) y el excesivo desarrollo de la vegetación que padecen otras (ciertas zonas de páramo, donde los matorrales alcanzan una altura y cobertura no adecuadas para la especie).

- Favorecer la distribución y porcentaje superficial de los distintos cultivos, de modo que se incremente la diversidad agraria a escala local.
- Controlar la carga ganadera en aquellas zonas en que se produzca un sobrepastoreo, o al menos dejar ciertas áreas relativamente extensas en que la carga sea menor.

Adicionalmente a los programas agroambientales sería esencial:

- Limitar los desarrollos urbanísticos e infraestructuras en las ZEPA, eliminando las vías de excepción que se están aplicando en las Evaluaciones de Impacto Ambiental para permitir estas actuaciones en ciertas situaciones.
- Declarar una red de espacios protegidos que, por su extensión, sea suficiente para garantizar la viabilidad de las distintas poblaciones de la especie.
- Controlar la caza ilegal.
- Investigar ciertos aspectos de la biología de la Ganga Ortega que se desconocen, en particular: 1) sus tamaños poblacionales y tendencias; 2) movimientos durante el invierno; y 3) su dinámica poblacional.

Ganga Ibérica *Pterocles alchata*

Vulnerable; VU A2c+3c+4c

Autores: Francisco Suárez y Jesús Herranz

La Ganga Ibérica se ha considerado como Vulnerable debido a que (1) los datos existentes sobre evolución del tamaño de ciertas poblaciones (Cataluña y Navarra) muestran un declive en los últimos cinco años del orden del 40% y (2) su área de distribución se ha reducido en los últimos 20 años (tres generaciones) en una superficie que puede ser superior al 30%, especialmente en Castilla y León. Este decrecer de la especie se ve apoyado por la disminución superficial de sus hábitats preferentes y por su pérdida de calidad, debido a la intensificación del secano español. Las causas de esta pérdida superficial y de calidad siguen vigentes hoy en día, por lo que se considera que el declive de la especie continuará en años venideros. La Ganga Ibérica debe tener una cierta prioridad en su conservación, a causa de que las principales poblaciones de la UE se encuentran en España.

DISTRIBUCIÓN

La subespecie nominal *alchata* se reproduce sólo en la península Ibérica y una pequeña porción del sureste de Francia (La Crau, en la llanura aluvial del Ródano), a pesar que su distribución alcanzaba anteriormente el Midi francés (Cheylan, 1990). El área de reproducción de la otra subespecie reconocida, *caudacutus*, comprendería el Maghreb, sureste de Turquía, Oriente Medio (Irak e Iran), Uzbekistán y el sur de Kazajistán (De Juana, 1997a).

España. La Ganga Ibérica se concentra en España en cinco núcleos bastante bien diferenciados: 1) la parte central del valle del Ebro (Lleida, las tres provincias de Aragón, sur de Navarra y E de la Rioja); 2) Castilla y León, principalmente la comarca de La Armuña (Ávila, Salamanca y Valladolid), prolongándose hacia el norte en esta última provincia, y con una población residual entre Palencia y Burgos; 3) Castilla-La Mancha y sureste de Madrid, estando ausente de Guadalajara y siendo puntual en Cuenca; 4) Extremadura, principalmente en los Llanos de Cáceres y Brozas-Membrio (Cáceres) y La Serena (Badajoz) y el este de ésta última

provincia; y 5) Andalucía occidental, en el área de Doñana (Sevilla, Huelva y Cádiz) y algunas otras localidades sevillanas con poblaciones residuales. En el resto de España está ausente.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población reproductora en España se estimó en unos 17.000-22.000 individuos (Suárez *et al.*, 1999a). Estas cifras orientativas merecen ser revisadas en función de la nueva información existente (Martí & Del Moral, 2003 y datos inéditos). Para homogeneizar los datos, los resultados se presentan en número de individuos, habiéndose asumido en la transformación de los datos de otros autores que una pareja reproductora corresponde a dos individuos.

Castilla y León. Las poblaciones de Palencia y Burgos pueden considerarse como residuales, habiendo sido estimadas en el abanico de 15-30 y 3-10 individuos, respectivamente (Jubete, 1997; Román *et al.*, 1996). En León se puede considerar extinta

(Purroy, 1999). También está ausente en Segovia y Soria o en un número que no supera la decena de individuos por provincia en Zamora y Ávila. La población actual de Valladolid tendría unos 150-300 individuos (A. Balmori com. pers., basado en el Atlas de las Aves de Valladolid) y la salmantina unos 100-200 individuos (V. López Alcaza, com. pers.). En total, la población actual de Castilla y León estaría comprendida entre 270-550 individuos.

La Rioja y Navarra. Las poblaciones de estas comunidades se estimaron en 1996 en 20 y 400-450 individuos, respectivamente (Astrain & Etxeberria, 1997b, 1998; Etxeberria & Astrain, 1999), aunque desde esa fecha parecen haber decrecido.

Aragón. Existe consenso sobre la cuantía de la población aragonesa: unos 6.000 individuos (Sampietro, 1998; Guadalfajara, 1999).

Cataluña. La población, censada en detalle, se evalúa en el año 2001 entre 100-120 individuos (Bota, 2002).

Castilla-La Mancha y Madrid. La población estimada es bastante elevada (11.000-14.000 individuos: Martínez, 1999), concentrándose principalmente en la provincias de Ciudad Real, Albacete y Toledo. Estimaciones para el nuevo libro rojo de esta autonomía, señalan (número de individuos): Toledo 2.909-4.860, Ciudad Real de 5.000 a 5.500, Albacete de 3.008 a 3.510 y Cuenca con unos 400. Estimaciones anteriores arrojaban cifras menores de esta especie en la región. Sin embargo, las diferencias parecen fruto de una menor cobertura de censo y existen indicios que hacen pensar que la especie se encuentra en declive (CAMA-Castilla La Mancha, 2002).

Extremadura. No existe nueva información, considerándose como estimación las cifras aportadas por De Juana *et al.* (1999), unos 1.400-4.600 individuos.

Andalucía occidental. La población reproductora en Doñana se ha estimado recientemente en unos 1.000 individuos (García, 2000), siendo los otros núcleos (p. ej. el de Oasuna, F. Chiclana, com. pers.) muy marginales, por lo que se considera como cifra para esta región unos 1.000 individuos.

El total para España sería por tanto entre 20.000 y 26.500 individuos, que resulta algo superior, pero coincide en orden de magnitud, con la estimación anterior de Suárez *et al.* (1999a). Las CC.AA. más importantes numéricamente para la especie serían Castilla-La Mancha (porcentajes de las estimaciones de la población mínima y máxima, 54,6-52,5%), Aragón (29,8-22,5%) y Extremadura (7,0-17,2%).

El declive de la especie en los últimos 20 años, e incluso con anterioridad a esta década, ha sido drástico en las poblaciones periféricas, pero se conoce mal en la mayoría de sus núcleos centrales. Su cuantía, tanto en sus tamaños poblacionales como en su área de distribución, se ha evaluado para el conjunto de España en un 50% entre los años setenta y noventa (Purroy *et al.*, 1997). La población de Cataluña, la mejor conocida, entre los años 1994-2001 ha pasado de 160-220 a 100-120 individuos, lo cual supone una disminución para este periodo en torno al 40% (37,5% poblaciones mínimas, 45,5% poblaciones máximas). Igual de drástica han sido la regresión de sus áreas de reproducción en La Rioja y Navarra. En La Rioja la desaparición de gran parte de su superficie es anterior a los años ochenta (De Juana, 1980); en Navarra el proceso ha continuado hasta la actualidad, habiéndose extinguido entre los años 1982-84 y 1994 del núcleo más occidental y de otras localidades menores de la margen derecha del río Ebro (Etxeberria & Astrain, 1999). Los datos más recientes muestran también un declive radical en esta Comunidad: se ha registrado, de acuerdo con censos realizados desde vehículo, un decremento

en el periodo 1991-2001 del 77% durante la primavera y del 98% en otoño (estimación realizada mediante los valores medios de trienios, ver más detalles en la ficha de la Ganga Ortega, n = 244 y 51 contactos en los censos de primavera en los años 1992 y 2002; n = 86 y 0 contactos en otoño en los años 1991 y 2001); los conteos realizados en batidas en mano también avalan este decremento: 78% entre 1991 y 1997 (ver el texto de la Ganga Ortega). En Aragón está documentada su desaparición desde los años ochenta en las extensas zonas de cultivo extensivo que han sido puestas en regadío o que han sufrido drásticas concentraciones parcelarias, aunque se consideran estables algunos de los núcleos que se conservan hasta hoy día (Guadalfajara, 1999). No obstante, se desconoce si éstos núcleos se nutren y mantienen por los individuos desplazados de sus territorios de reproducción debido a los cambios agrarios y las infraestructuras.

La regresión en el área de reproducción de Castilla y León ha sido muy fuerte y su extinción progresiva de muchas localidades está documentada a partir de los años sesenta (Purroy, 1999). En esta década se extinguió de León. En Palencia no se conoce bien el proceso de declive y se considera que es anterior a los 80, aunque ha continuado hasta la actualidad. En Zamora se ha documentado su extinción de la zona de Villafáfila a finales de los 80, cuando a mediados de esta misma década aún se veían bandos reproductores de 45 aves (Palacios & Rodríguez, 1993). Sobre el resto de las provincias castellano leonesas donde actualmente está presente, principalmente Valladolid y Salamanca, no se poseen registros detallados sobre su evolución, aunque en esta primera provincia se considera que ha decrecido (A. Balmori, com. pers.).

La evolución de dos de sus núcleos reproductores numéricamente más importantes (Castilla-La Mancha y Extremadura) se desconoce, aunque a tenor de los cambios agrarios que han tenido lugar en estos territorios en las últimas décadas (ver apartado de Ecología) la especie ha debido disminuir. En Andalucía occidental la presencia de pequeños núcleos residuales hace pensar en una distribución más amplia en el valle del Guadalquivir, aunque se no se conoce su proceso regresivo. La evolución numérica en Doñana es difícil de evaluar debido a la disparidad de las cifras registradas en los distintos años y periodos (Mañez *et al.*, 1999).

En síntesis, los conocimientos existentes sobre la especie muestran un drástico declive poblacional y en su área de reproducción en las poblaciones periféricas, también documentado en algunos núcleos centrales (Aragón) y deducible de los cambios agrarios en otras poblaciones importantes (Castilla-La Mancha y Extremadura, ver Ecología). Este declive muy posiblemente sea superior a un 30% en los últimos 20 años (tres generaciones, considerando una edad media de los adultos de unos seis años, se han citado edades superiores a los 10 años en cautividad; Meade-Waldo, 1906), a tenor de las tendencias de Cataluña y Navarra.

ECOLOGÍA

La Ganga Ibérica soporta mal la presencia de árboles o arbustos, estando presente en paisajes llanos o suavemente ondulados dedicados al cultivo extensivo de cereal en secano, intercalados con barbechos, pastizales o eriales; en Doñana ocupa saladares y pastizales. Su densidad es baja en las localidades en que está presente, aunque superior a la de la Ganga Ortega (aproximadamente 4,0-0,2 aves/km²; en ocasiones se han observado densidades más extremas). En estos paisajes la especie selecciona positivamente durante el periodo reproductor los pastizales y barbechos anuales,

mientras que son evitados los cereales encañados y los matorrales (Suárez *et al.*, 1999b). Durante el periodo invernal evita las zonas aradas, prefiriendo los barbechos anuales y los pastizales, observándose grandes concentraciones interespecíficas con Sisonos (*Tetrax tetrax*) en parcelas cultivadas de leguminosas.

La Ganga Ibérica es una especie gregaria, habiendo sido estudiado este aspecto en La Serena, Badajoz (De Borbón & Barros, 1999). Durante el periodo post-reproductor la especie comienza a concentrarse en bandos (media \pm sd, 17,0 \pm 25,6 individuos), que alcanzan mayor tamaño medio durante el invierno (21,6 \pm 26,0 individuos), formando grupos tan numerosos como 200-300 aves en Navarra (Astrain & Etxberria, 1997) y de 1.000-4.000 en Aragón, Castilla-La Mancha y las Marismas del Guadalquivir. No obstante, la gran mayoría de los aspectos concernientes a estos movimientos invernales se desconocen. Se han observado elevados cambios numéricos en las poblaciones de ciertas localidades del valle del Ebro, decreciendo en algunas de ellas e incrementándose en otras, lo cual sugiere movimientos intrarregionales (Guadalajara, 1999). También podrían existir movimientos de más largo alcance, como muestran las elevadas concentraciones invernales en las Marismas del Guadalquivir o en La Mancha (Mañiz *et al.*, 1999; Martínez *et al.*, 1998). El origen de estas aves y la extensión y regularidad de estos desplazamientos siguen siendo actualmente una incógnita, a pesar de la importancia que tienen para la conservación de las aves esteparias (Morales *et al.*, 2002).

La biología de reproducción en España se conoce muy deficientemente (De Borbón *et al.*, 1999). Su tamaño de puesta es reducido (valor modal en España, tres huevos), siendo la mortalidad de las puestas muy elevada (92,3%), debido principalmente a depredación (69,9% de las pérdidas). Al igual que la Ganga Ortega, muestra una elevada dependencia de los bebederos durante el periodo reproductor y estival, bebederos que pueden ser de dimensiones reducidas, pero que requieren para su uso un amplio campo de visión (Ferns & Henley, 1999). Es una especie esencialmente seminívora, que en España durante el verano consume principalmente grano del cereal y leguminosas cultivadas (lentejas) o silvestres (*Medicago*, *Trifolium*), mientras que durante el invierno parece centrarse en especies ruderales y arvenses (*Polygonum aviculare*, *Medicago minima*, *Salsola kali*, ver Suárez *et al.*, 1999c). También puede consumir materia vegetal en verde (Suárez *et al.*, 1999c).

AMENAZAS

Los factores que determinan la regresión de la Ganga Ibérica parecen ser semejantes a los de la mayoría de las otras aves estepa-

rias y se han expuesto ya en la Ganga Ortega. Se resumen a continuación algunos matices y diferencias en relación con las amenazas de esta especie, siendo de resaltar el hecho de que, debido a la elevada concentración espacial de sus poblaciones, la incidencia de las amenazas en sus núcleos principales puede ser determinante para el devenir de la Ganga Ibérica en España.

Reducción del hábitat por cambios de uso. Las amenazas son similares a las de la Ganga Ortega: desaparición del barbecho, incremento de regadíos y del olivar, reforestación de tierras agrarias y grandes infraestructuras y desarrollos urbanísticos. Las superficies de reproducción e invernada de la Ganga Ibérica que han sido afectadas por estas actividades son también extensas. En las principales zonas donde la especie se reproduce (Navarra, Aragón, Palencia, Valladolid, Salamanca, Extremadura y Castilla-La Mancha, excepto Guadalajara, y Extremadura, periodo 1980-2000; MAPA, 1980 y MAPYA, 2001), la superficie en barbecho ha decrecido un 29% (788.000 ha), el regadío se ha incrementado un 26% (274.000 ha), y el olivar ha tenido un aumento notable en estas provincias de Castilla-La Mancha (34%, 163.000 ha), aunque en otras regiones (Extremadura y Aragón) no se hayan producido cambios significativos. No tenemos datos sobre este ámbito del programa de reforestación ni sobre la superficie de infraestructuras y desarrollos urbanísticos en este ámbito. Los otros cambios de superficies ya han sido expuestos en la Ganga Ortega.

Disminución de la calidad del hábitat por intensificación de los cultivos y depredación. Los dos problemas básicos adicionales que afectan a la calidad de su hábitat, la intensificación del barbecho y la contaminación de aguaderos, han sido comentados en la Ganga Ortega. En relación con la depredación, sólo citar que los valores registrados son elevados, siendo esta amenaza similar a la de la Ganga Ortega.

Otros factores. Citar también, como en la Ganga Ortega, el uso de altas dosis de herbicidas, la utilización de semillas blindadas, la desaparición de lindes y la caza ilegal.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Las medidas de conservación son similares a las de la Ganga Ortega, aunque se debe prestar una atención prioritaria a las medidas que afectan a los núcleos principales y a la investigación de sus movimientos invernales. En relación con la ficha de esta especie, añadir la atención que se debe prestar a fomento de plantaciones de leguminosas (forrajeras y de grano) en el Programa de Desarrollo Rural.

Paloma Zurita *Columba oenas*

Datos Insuficientes; DD

Autores: José María Fernández García y Antonio Bea Sánchez

La Paloma Zurita se presenta habitualmente en bajas densidades, con los mejores núcleos en los sectores centrales de las cuencas del Duero y Ebro. La tendencia areal y demográfica de las poblaciones nidificantes es muy probablemente negativa, aunque se echa en falta información cuantitativa. Tampoco se han estudiado con precisión las causas de este declive, mencionándose -entre otras- la desaparición de arbolado añoso con cavidades (por plantaciones forestales y canalizaciones en riberas, concentraciones parcelarias), la intensificación agrícola y la presión cinegética. Las poblaciones migrantes e invernantes están sometidas a programas de monitorización, pero existen dificultades metodológicas para certificar su evolución.

DISTRIBUCIÓN

Paleártica. El área de distribución de la subespecie nominal se extiende por toda Europa, desde las regiones mediterráneas hasta Escandinavia. Por el sur llega a Marruecos, aunque las poblaciones norteafricanas son cuantitativamente poco importantes. En las penínsulas mediterráneas, la presencia de la especie es más irregular que en la franja templada europea. A través de Rusia, alcanza los confines de Siberia occidental. Existen núcleos también en Turquía, montañas del Cáucaso e Irán. En Asia Central aparece la subespecie *C. o. yarkandensis* (Del Hoyo *et al.*, 1994; Snow & Perrins, 1998).

España. En época de cría, la especie se presenta exclusivamente en la España peninsular. Ocupa sobre todo la fachada mediterránea, valle del Ebro y meseta norte, rarificándose progresivamente hacia el oeste y sur del país. Falta también de Galicia, la cornisa cantábrica y el piedemonte pirenaico. Escasa e irregular en Andalucía, Castilla-La Mancha (salvo Guadalajara) y Extremadura.

Durante la invernada, es probable que se reparta por la mayoría de regiones ibéricas, aunque las recuperaciones de ejemplares de origen europeo se agrupan en un eje noreste-suroeste, quizá como consecuencia de la penetración del flujo principal de migrantes a través de los Pirineos occidentales (Díaz *et al.*, 1996). Coincidentemente, Zenoni (2001) propone un área de invernada constituida por el cuadrante sudoccidental ibérico (Extremadura, oeste de Andalucía, Alentejo portugués), la meseta norte (Ávila, Valladolid, Burgos) y el valle del Ebro (Navarra, Huesca), a partir de la información aportada por algunas referencias antiguas (Rendahl, 1965) y por el análisis de recuperaciones de aves anilladas ($n = 111$). Consta la presencia en esta época en regiones en las que no cría, como Baleares (Moll, 1957; López-Jurado, 2001).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

En el largo plazo, la Paloma Zurita podría haber incrementado efectivos y areal en Europa oriental (Grishanov, 1994; Svazas, 2001) y occidental desde mediados del siglo XIX, cuando p. ej. se trataba de una especie muy localizada en Gran Bretaña (Gibbons *et al.*, 1994), Francia o Bélgica (Cramp & Simmons, 1980; Vanssteenwegen, 1998). No obstante, durante los años cincuenta y sesenta del siglo XX menudearon los informes sobre declives de las

poblaciones reproductoras en muchos países europeos (Alemania, Suiza, Gran Bretaña, Holanda), así como de los efectivos migrantes en puntos de paso, como Ottenby o Falsterbö (Möckel, 1988).

Como argumento adicional sobre esta expansión, De Juana (1980) señaló que en España la primera referencia científica de la zurita como nidificante fue tardía, debiéndose a Witherby (1928). Existe, sin embargo, alguna reseña anterior, como la de Grañó (1913). Como migrante e invernante, se conocen las menciones de Aldaz (1918), del tratado cinegético de Tenorio (1843) e incluso de Martínez del Espinar (1644) (en Bernis, 1995), quien ya en el siglo XVII cita dos tipos de palomas silvestres que vienen a España a pasar el invierno, la torcaz y la zurana “que es menor y llega en enorme cantidad en época de simienza”. A pesar de la aplicación tradicional de los vernáculos “zurita”, “zura” y “zurano” a estirpes domésticas o cimarronas de *Columba livia*, no parece que pueda alegarse confusión en estos casos. Además, la invernada secular de zuritas en la península Ibérica es un hecho avalado por la obra de Magné de Marolles (1781, en Zenoni, 2001), quien describe la captura anual de miles de migrantes de esta especie en las “pantières” o palomeras de montaña con redes verticales de los Pirineos centrales franceses y del Béarn a finales del siglo XVIII.

La estimación de BirdLife International/EBCC (2000) para el total de la población europea -que representaría, aproximadamente, un 75% de la mundial (Tucker & Heath, 1994)- durante el periodo 1970-1998 ascendió a 420.000-650.000 pp., albergando el Reino Unido un 35-50% de estos efectivos. En Portugal, la especie es sumamente escasa como nidificante (100-1.000 pp., distribuidas por el norte y sudeste; Rufino, 1989). En Francia, por el contrario, su repartición es general, salvo en el sur y sudoeste, aunque el tamaño de la población reproductora parece más bien modesto (1.000-10.000 pp.; Grolleau & Berthelot, 1995).

España. La estimación disponible sobre el tamaño de la población reproductora española, realizada a principios de los años noventa, ascendió a 36.000-54.400 pp. (Tucker & Heath, 1994), cifras derivadas de extrapolación a partir de datos de densidades por tipos de hábitat y superficie de éstos en el área de distribución de la especie (Purroy *et al.*, 1997; A. Onrubia, com. pers.). Anteriormente, Blanco & González (1992) habían declinado la posibilidad de efectuar una estima, aunque suponían que la población sería muy variable según regiones. Los datos sobre abundancia semicuantitativa por cuadrículas de 100 km², recopilados en los tra-

bajos del nuevo Atlas de aves nidificantes de España (Martí & Del Moral, 2003), indican que la especie es francamente escasa en la generalidad de su área de distribución (c.50% de cuadrículas señaladas con 0-9 pp., c.47% con 10-99 pp.), quizá con la excepción de algunas zonas de Burgos y Valladolid. Resulta difícil efectuar una estima fiable del tamaño poblacional a partir de esta información, ya que núcleos importantes que representan un tercio del área de distribución (Aragón y Madrid) no han podido ser cuantificados. No obstante, es poco probable que los efectivos totales puedan superar las 20.000-25.000 pp.

Andalucía. Extremadamente puntual y rara (Martín, 2001).

Aragón. General en la depresión del Ebro y Sistema Ibérico, pero rara en el Prepirineo y falta en el Pirineo (Pelayo & Sampietro, 1998a; Woutersen & Platteeuw, 1998). “Común y localmente abundante” (Pelayo & Sampietro, 1998a).

Asturias. Ausente u ocasional (Álvarez & Vigil, 2000). Quizá recientemente desaparecida como nidificante, a tenor de comentarios sobre presencia de la especie en décadas pasadas como los de Grañó (1913), Noval (1976) o Gámez (1980).

Baleares y Canarias. Ausente (Avellà *et al.*, 1997; Martín & Lorenzo, 2001).

Cantabria. Ausente salvo citas puntuales.

Castilla y León. Por toda la región, salvo en la cordillera Cantábrica y otros rebordes montanos. Sin embargo, las únicas provincias en las que aparece bien repartida son Burgos, Valladolid y Soria (Peris & Carnero, 1988; Román *et al.*, 1996; Jubete, 1997; Sanz-Zuasti & Velasco, 2001). Hay estimaciones de población a escala provincial: Burgos (1.000-3.000 pp.: Román *et al.*, 1996); Palencia (1.000-2.000 pp.: Jubete, 1997) y regional (4.500-7.500 pp.: Sanz-Zuasti & Velasco, 2001). En Valladolid, “moderadamente abundante en zonas puntuales” (A. Balmori, *in litt.*). Se han señalado retrocesos poblacionales durante los años ochenta y noventa al menos en Burgos (Román *et al.*, 1996) y Palencia (Jubete, 1997). En Ávila (La Moraña), las últimas citas de nidificación son de 1987 (Martín García-Sancho & González, 1999).

Castilla-La Mancha. Francamente irregular en todas las provincias (Basanta, 1986). En Ciudad Real “cifras reducidas” (R. Ubaldo, com. pers.), y tendencia descendente (Jiménez *et al.*, 1992).

Extremadura. Muy localizada, reproductora escasa con distribución muy poco conocida (Prieta, 2003).

Cataluña. No rara, pero irregular. Falta en la franja pirenaica y en toda la provincia de Gerona (Muntaner *et al.*, 1983). La población se ha estimado en 1.500-3.000 pp. (J. Estrada/ICO, 2002). La tendencia de la distribución y de los efectivos ha sido recesiva durante las dos últimas décadas (reducción del 8%; del número de cuadrículas UTM en comparación al anterior atlas (Muntaner *et al.*, 1983) y a pesar de una mayor prospección.

Galicia. Sólo aparece bien distribuida en la provincia de Orense (Alcalde, 1995).

Madrid. Distribución amplia (SEO/BirdLife, 1994).

Murcia. Poco común (Ramírez, 1988). La mayor colonia conocida en la región ha albergado 17-20 pp. (Martínez *et al.*, 1996).

Navarra. Distribuida sólo por la mitad meridional (Elósegui, 1985). Arratibel *et al.* (2000) consignan “efectivos reducidos”. J. J. Iribarren & A. Rodríguez Arbeloa (*in litt.*) estiman reducciones probablemente superiores al 20% en la última década.

País Vasco. Únicamente aparece en Álava, en la vertiente mediterránea (Álvarez *et al.*, 1985). Estimadas 250-350 pp. (J. M. Fernández, datos inéditos). Se ha apuntado una tendencia estable (Bea, 1998).

La Rioja. Común salvo en áreas montañosas de Demanda y Cameros (De Juana, 1980; Moya & Ceña, 1996). Tendencia regresiva (I. Gámez, com. pers.).

Comunidad Valenciana. Sólo habitual en la mitad interior de Castellón. Más irregular en Valencia y Alicante, y prácticamente ausente de la franja costera (Uríos *et al.*, 1991; M. A. Monsalve, com. pers.). “Escasa en general” (Uríos *et al.*, 1991).

Es difícil proponer una tendencia evolutiva para la población española, con base en criterios rigurosos. Tucker & Heath (1994) indican un “declive moderado” tanto de los efectivos poblacionales como del área de distribución, durante el periodo 1970-1990. A escala regional o provincial, la situación de la Paloma Zurita ha merecido comentarios semejantes en todos los atlas y estudios avifaunísticos generales, salvo en el País Vasco. En muchos casos, este tipo de información deriva de impresiones subjetivas, faltando datos cuantitativos fiables. Sin embargo, la práctica unanimidad de las fuentes sugiere que, en efecto, la especie habría sufrido una rarificación general durante las últimas décadas. Según el Programa de seguimiento de aves comunes en España llevado a cabo por SEO/BirdLife, la tendencia durante el periodo 1996-2001 resultó muy desfavorable, con una pendiente negativa de $-0,0860 \pm 0,0598$, que representa un declive de más del 30% en relación al índice de abundancia del primer año. Aunque este resultado no es estadísticamente significativo, será necesaria una muestra mayor de años para confirmar la regresión que estos datos parecen indicar (SEO/BirdLife, 2002).

La comparación grosera de las áreas de distribución obtenidas en el periodo 1975-1995 (Sanabria, 1997) y en 1985-2001 proporciona una reducción areal principalmente en Andalucía, Levante y Cataluña. En la primera, desaparecen núcleos significativos como los de Huelva y Cádiz; en las otras, se aprecia una menor presencia en cuadrículas costeras y la desaparición en Gerona. Sin embargo, en Zaragoza, Teruel y Cuenca la ocupación mejora ostensiblemente durante el segundo periodo. Es posible que las variaciones referidas se correspondan, en buena medida, con diferencias en metodología y cobertura entre ambos atlas.

Inferencias más detalladas sobre la evolución del areal pueden efectuarse con relación a algunos atlas regionales, realizados en los años 1980-1984. Se constata un incremento en Álava (el número de cuadrículas con presencia de la especie aumentó en un 220% con relación a lo consignado por Álvarez *et al.*, 1985), estabilidad en Navarra (a partir de Elósegui, 1985) y clara regresión en Cataluña, donde la especie desaparece de Gerona y se rarifica en Tarragona (según Muntaner *et al.*, 1983). También en otros sectores, como el norte de Soria, norte de Ávila o el este de Burgos, la zurita parece haber reducido su presencia en estos años (a partir de De Juana, 1980; ver arriba). En conjunto, la información procedente de atlas regionales indica una disminución de las áreas de distribución en los últimos veinte años, siendo el dato discordante de Álava menos significativo, tanto por la escasa superficie de la provincia en el total nacional, como por la posibilidad de una mejora de la cobertura en las prospecciones actuales.

Poblaciones migrantes e invernantes. Sus efectivos -integrados por aves nativas y de origen extraibérico- han sido estimados tentativamente en 204.000-240.800 individuos (Consultora de Recursos Naturales, 1994). Las zuritas anilladas en Europa y recuperadas en España proceden del centro y norte del continente (Díaz *et al.*, 1996). Zenoni (2001) ofrece los porcentajes de recuperaciones españolas a partir de aves marcadas en nido ($n = 102$), según países de origen: 58% de Alemania, 12% de Finlandia, 10% de Suecia y otro tanto de Suiza.

El paso de migrantes transpirenaicos es objeto de varios programas genéricos de monitorización mediante observación directa, a pesar de lo cual no es fácil deducir tendencias poblacionales, ya que existen dificultades para identificar y separar los bandos lejanos de zuritas de los de palomas torcaces, o para separar los individuos de cada especie en grupos mixtos. La tasa de determinación positiva es baja, varía según las condiciones climáticas y el número y cualidades de los observadores, y desciende con el tamaño de los bandos y la intensidad del flujo migratorio (Zenoni, 2001). Así, los datos disponibles referidos a la migración en puertos franceses, navarros y guipuzcoanos (Organbidexka Col Libre, 1999; Mendiola, 2001; Beitia *et al.*, 2001) no diferencian suficientemente ambas especies. Jean (1999) apunta que 50.000-100.000 individuos cruzarían anualmente la cadena pirenaica. Sagot & Tanguy Le Gac (1985) sugirieron de forma genérica que alrededor del 2-5% de las palomas contadas en migración serían zuritas, mientras Jean (1999) ofrece una cifra media del 1,8% para el periodo 1981-1993. Por ejemplo, los datos de 1998 referidos a aves identificadas positivamente mostraron variaciones del 2 al 12% (Organbidexka Col Libre, 1999). Zenoni (1999) recopila los informes disponibles y concluye de forma general que las palomas determinadas a nivel específico constituyen un 7% del flujo transpirenaico total, y que las zuritas representan un 5,3% de esos efectivos identificados. La razón entre zuritas y torcaces determinadas no necesariamente es representativa para el conjunto de sus poblaciones, a causa de variaciones en la proporción de cada especie según el tamaño de bando (Zenoni, 2001). Considerando exclusivamente los palomas zuritas determinadas en tres observatorios pirenaicos, Zenoni (2001) apunta una tendencia levemente regresiva de los efectivos migrantes entre los años 1988 y 2000.

Las estadísticas oficiales compiladas por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación sobre piezas cazadas anualmente en España no son útiles para el seguimiento de las poblaciones invernantes, ya que engloban a la zurita con otras aves cinegéticas (véase Anónimo, 1999b). Tampoco existen datos fiables sobre evolución de piezas cobradas en los puestos de caza pirenaicos (F. Sabathé, com. pers.), más allá de algunas vagas referencias como las de Elósegui (1985) o Jean & Razin (1993).

Los datos sobre capturas en las palomeras de Echalar (Navarra) pueden ser de interés ya que el esfuerzo se ha mantenido aproximadamente constante, y los registros son meticulosos y diferencian ambas especies de palomas (Purroy & Rodero, 1984; Jean & Razin, 1993; J. I. Deán & A. Llamas, com. pers.). Sin embargo, su representatividad es menor al referirse a un solo punto de paso migratorio. Recopilada la información sobre zuritas cobradas en Echalar entre los años sesenta y noventa del siglo XX, se aprecia un paulatino descenso hasta 1997, seguido de un incremento en 1999 y 2000 (P. González del Campo & J. Gaztelu, *in litt.*; Purroy & Rodero, 1984; Zenoni, 2001). No obstante, Purroy & Rodero (1984) previenen sobre el posible efecto de cambios en los usos cinegéticos para el empleo fiable de esta metodología de "monitorización involuntaria" (en palabras de Jean & Razin, 1993), como, por ejemplo, el aumento de la caza por disparo en el piedemonte pirenaico a partir de los años setenta, que habría reducido las posibilidades de captura en el pasillo ocupado por redes. En el largo plazo, Zenoni (2001) constata una disminución del 82% entre las capturas producidas en el periodo 1866-1880 y las de 1969-1983, así como una reducción del 32 al 4% en la proporción que representan las zuritas sobre el conjunto de colúmbidos cazados.

ECOLOGÍA

Los tipos de hábitat en que ha sido citada la especie durante la época de nidificación son extraordinariamente variados, aunque suelen tener en común la disponibilidad de oquedades y espacios abiertos agrarios o bosques aclarados. Este abanico incluye rebollares y quejigales adhesionados, sotos fluviales y arboledas, sabinares y parques urbanos. No obstante, en todas las regiones se menciona la ocupación profusa de cantiles rocosos y edificios aislados en ruinas, llegando a ser comportamiento mayoritario en algunas (Uríos *et al.*, 1991; J. A. Gainzarain, com. pers.; I. Gámez, com. pers.; Martínez *et al.*, 1996) y constituyendo pequeñas colonias. En estos casos, el hábitat circundante puede variar desde llanuras esteparias deforestadas (Pelayo & Sampietro, 1998a) hasta pinares de montaña (obs. pers.). Curiosamente, en Europa la nidificación en rocas o estructuras artificiales es mucho menos habitual (Möckel, 1997).

Se han notificado muy pocos datos sobre densidades de Paloma Zurita en medios ibéricos: 0,14 aves/10 ha en cultivos cerealistas de Álava (Nuevo, 1990), 0,24 aves/10 ha en cultivos y matorrales mediterráneos de Álava (J. M. Fernández, datos inéditos) y 0,13 pp./10 ha en áreas esteparias de Aragón (Pelayo & Sampietro, 1993). Empero, Saari (1984) advierte que la metodología de los transectos provoca una subestimación consistente de la población. Se ha citado a la zurita a altitudes máximas de 1.200 m en la cordillera Cantábrica (Jubete, 1997) y 1.500 en el Sistema Ibérico (Pelayo & Sampietro, 1998a).

La información sobre invernada es aún menor. Algunos autores señalan una relativa preferencia hacia áreas agrícolas y rastrojeras de cereales o girasol (Pelayo & Sampietro, 1998a; Martín García-Sancho & Sierra González, 1999), pero la especie también se detecta en dehesas de encinas y alcornoques (obs. pers.). En esta época, la mayor parte de los contactos se refieren a bandos de pequeño o mediano tamaño (Elias *et al.*, 1999; Sanz-Zuasti & Velasco, 2001). Se han citado densidades de 0,8 ejemplares/10 ha en medios salinos de Cataluña (Curcó & Estrada, 1987) y 0,13 ejemplares/10 ha en cultivos mediterráneos de Álava (J. M. Fernández, datos inéditos).

Las poblaciones ibéricas nativas se consideran sedentarias (Bernis, 1966-1971), pero el hecho es que en varias regiones hay constancia de reducciones invernales de la abundancia (Jubete, 1997; Woutersen & Platteeuw, 1998), lo que sugiere -junto con algunas recuperaciones de jóvenes- la existencia de movimientos dispersivos (Díaz *et al.*, 1996). Por el contrario, la afluencia de migrantes europeos se deja sentir en otros sectores ibéricos, con incrementos del número de aves y aparición en zonas donde la especie no cría (Uríos *et al.*, 1991; Elias *et al.*, 1999). Estas poblaciones permanecen en la Península entre octubre y febrero (Díaz *et al.*, 1996). Una parte de los migrantes cruza el Estrecho de Gibraltar hacia el norte de África (Tellería, 1981), pero las informaciones en este sentido son incompletas (Cortés *et al.*, 1980).

AMENAZAS

Sin información en España. Zenoni (2001) proporciona la importancia de las causas de recuperación de aves anilladas según fueron indicadas por los comunicantes (n = 111): 73% cazadas a tiro, 11% capturadas o trampeadas, 5% encontradas muertas, 1% por colisión con tendido eléctrico, 1% depredada, y 9% desconocido. Un 69% de estas recuperaciones se produjeron en otoño, un 21%

en invierno y un 10% en primavera (febrero a mayo), lo que podría relacionarse con variaciones estacionales en la presión cinegética, aunque, como es habitual en este tipo de datos, podría haber otros factores que influyeran sobre la cuota de recuperación.

Blanco & González (1992) citaron, principalmente, la caza abusiva y la reducción de la disponibilidad de árboles añosos con agujeros susceptibles de ser usados para la nidificación. Sobre el primer factor, se carece de datos concretos; la zurita es una especie cinegética cuya captura se autoriza tanto durante el periodo general, como en media veda. No existen tablas de caza a nivel nacional (Anónimo, 1999a). La falta de distinción entre “palomas” cobradas por cazadores no especializados impide extraer información útil a partir de estudios generales sobre rentas de caza (A. J. Lucio, com. pers.). El seguimiento detallado de cacerías en Extremadura durante la media veda de 1999 evidenció que sólo en el 1% de las mismas se abatieron zuritas (Hidalgo & Rocha, 2001), dato que guarda relación con la rareza de las poblaciones nidificantes en la región.

Sobre el segundo, es mencionado también como causa limitante en Burgos (Román *et al.*, 1996), Palencia (Jubete, 1997) y Álava (Bea, 1998). La eliminación de arbolado viejo se ha practicado en canalizaciones de arroyos y riberas y en trabajos de concentración parcelaria. La disminución de la superficie de rastrojos y barbechos, ligada también a la intensificación agrícola, habría reducido los recursos tróficos. Amplias extensiones de sotos naturales han sido sustituidas por plantaciones de chopos en las cuencas del Duero y Ebro (González del Tánago & Azcárate, 1993; Ibero, 1996), con previsible repercusión sobre la población de zuritas (A. Onrubia, com. pers.).

Los choques con tendidos eléctricos son señalados como causa de mortalidad no natural en Valencia (Uríos *et al.*, 1991). En efecto, las palomas en general figuran entre las especies con mayores índices de colisión como consecuencia de su vuelo rápido y costumbres gregarias, si bien no es probable que este tipo de mortalidad alcance significación biológica para la zurita, dada su distribución dispersa (Alonso & Alonso, 1999).

Otro posible factor limitante se refiere a la disponibilidad de sustratos apropiados para la cría. A este respecto, en Aragón se ha achacado la escasez de la especie en zonas silíceas a la carencia de cortados utilizables, y en otros sectores a la paulatina desaparición de construcciones rurales y parideras (J. M. Sánchez, com. pers.). Eventualmente, De Juana (1980) reseñó la posible competencia por los lugares de nidificación con especies como la Grajilla *Cornvus monedula*. En varias localidades de Alemania esta competencia se ha puesto de manifiesto, evidenciando densidades inversamente proporcionales de ambas especies, la dominancia de la Grajilla ante la ocupación de cavidades, y el incremento de la densidad de zuritas tras la finalización del periodo reproductivo de las Grajillas (Möckel, 1988).

Tampoco a escala europea se dispone de información detallada. Möckel (1997) atribuye consecuencias negativas para la especie en el empleo de pesticidas y herbicidas en la agricultura intensiva, que afectan a la flora arvense reduciendo la disponibilidad trófica, y a las técnicas selvícolas modernas que preconizan la eliminación del arbolado añoso, dejando en segundo plano la depredación y la presión cinegética. Este factor es mencionado en Europa oriental y el Báltico (Svazas, 2001). En Francia, contrariamente, Jean (1999) considera la caza un factor limitante de primer orden, a causa de la densidad de aficionados en determinadas regiones y de la vulnerabilidad de la especie.

En Gran Bretaña, la expansión durante la primera mitad del siglo XX se relacionó con el aumento de tierras labradas y abundancia de barbechos y rastrojos; la introducción de semillas tratadas con organoclorados afectó a la demografía de la especie y frenó este proceso (O'Connor & Shrubbs, 1986). Las perspectivas inmediatas para la población británica dependen de la promoción de técnicas agrícolas menos intensivas, que permitan mantener el suministro alimenticio (Mead, 1994).

Zenoni (2001) ha resumido las hipótesis causales sobre las variaciones de efectivos experimentadas en Europa, identificando factores de incidencia inmediata o progresiva. Menciona las modificaciones en el hábitat de nidificación, en la disponibilidad de cavidades (por la actividad selvícola), en la densidad de competidores, en la oferta trófica (por la intensificación agrícola), en la densidad de depredadores, el aumento de la mortalidad por la utilización de pesticidas, por la presión de caza, y las modificaciones climáticas. Globalmente, esta autora se inclina por una explicación multifactorial del declive europeo, concediendo más importancia a la implantación de técnicas intensivas de explotación del arbolado y, secundariamente, a la actividad cinegética.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La zurita es una especie cazable en todas las comunidades autónomas españolas, con excepción de Canarias, Baleares y Murcia (según las órdenes de veda para la temporada 2001/2002). Está incluida en el anexo II (especies que pueden ser objeto de caza en el marco de las legislaciones nacionales) de la Directiva de Aves (79/409/CEE). Por tanto, la única gestión directa realizada remite a las normativas y limitaciones cinegéticas.

El periodo hábil general para la caza de la especie se extiende de mediados de octubre a finales de enero o principios de febrero. La modalidad de “caza en pasos migratorios tradicionales” se autoriza, desde primeros de octubre hasta finales de noviembre, en Álava, Aragón, Cataluña, Castilla y León, Guipúzcoa (aquí hasta finales de enero), Madrid, La Rioja y Vizcaya. La zurita no figura en las listas de especies cazables durante la media veda -de mediados de agosto a mediados de septiembre- en Álava, Cantabria, Cataluña, Castilla y León, Castilla-La Mancha, Galicia, Madrid, Navarra, La Rioja y Vizcaya. La “contrapasa” o caza desde puestos fijos durante la migración de retorno a zonas de cría, permitida en la actualidad en Guipúzcoa, Navarra y Vizcaya, teóricamente afecta sólo a la Paloma Torcaz. En general, las órdenes de veda no imponen cupos máximos de captura, salvo en algunos casos para terrenos de aprovechamiento común o los previstos en los planes cinegéticos de los acotados.

Desde el punto de vista de la conservación del hábitat, las únicas actuaciones reseñables -aunque no específicamente dirigidas a la Paloma Zurita- se enmarcan en la implementación de medidas agroambientales emanadas del Reglamento 1257/1999/CE sobre ayudas al desarrollo rural a cargo del Fondo Europeo de Orientación y Garantía Agrícola, y del Reglamento 1750/1999/CE, que contiene disposiciones de aplicación del anterior. En este ámbito, corresponden al ordenamiento español el RD 4/2001 del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, y el Decreto 213/2000 de la Comunidad Autónoma del País Vasco. Como ejemplo, en Extremadura se priman los cultivos de girasol de secano con técnicas de agricultura extensiva. La aceptación y el éxito de estas medidas depende de la correcta adaptación de las ayudas, de la divulgación, publicidad y formación entre los agri-

cultores, y de la mejora de los canales de comercialización de los productos (Garagalza *et al.*, 2001).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Por un lado, es necesario desarrollar sistemas de monitorización efectiva de la especie, para paliar progresivamente la falta de información sobre la evolución de sus poblaciones. El principal problema radica precisamente en la rareza de la especie, de manera que es difícil alcanzar un número de contactos representativo mediante sistemas de seguimiento generalistas. En Francia, la *Office National de la Chasse et la Faune Sauvage* desarrolla desde 1994 una metodología específica, basada en la obtención de índices puntuales de abundancia; no obstante, también se enfrenta a la baja significatividad de sus resultados (Boutin, 2001b). En Gran Bretaña, el sistema más adecuado ha sido el *Common Bird Census* (Siriwardena *et al.*, 1998), pero hay que tener en cuenta que la zurita es allí una especie relativamente abundante.

La monitorización del paso transpirenaico debe mejorar, en lo posible, para intentar ofrecer datos realistas sobre la tendencia de las poblaciones migrantes. Hoy por hoy, los varios programas que se desarrollan se deben a iniciativas privadas. Zenoni (2001) señala que, de todas formas, protocolos de conteos seguidos con rigurosidad e idéntica metodología año a año son útiles para analizar la evolución demográfica, aunque no sirvan como estimas poblacionales absolutas. También propone la obtención de índices de corrección para su aplicación sobre cada tipo de bando, de forma que puedan calcularse tamaños de población más ajustados. Un indicador, quizá menos sesgado que los recuentos por observación visual directa, sería el análisis de las tablas de caza en los puestos palomeros, tarea que hoy por hoy no es asumida por las administraciones. Del mismo modo, la existencia de estadísticas fiables acerca del número de aves capturadas en cada temporada, proporcionaría datos de interés para el seguimiento de la distribución y evolución de los efectivos invernantes.

Por otro lado, la carencia de conocimientos básicos sobre la ecología de esta especie es muy importante, y debería ser remediada. No hay información detallada sobre selección de hábitat, eco-

logía de la reproducción o trófica, ni sobre distribución y efectivos de la población invernante (Díaz *et al.*, 1996). Hasta la fecha no se ha publicado, en la bibliografía ornitológica española, ni un solo artículo monográfico dedicado a la zurita, con excepción de capítulos someros en revisiones o estudios más amplios (p. ej. Bernis, 1966-1971; Díaz *et al.*, 1996; Sanabria, 1997; Ballesteros, 1998).

La promoción y aplicación de medidas agroambientales en el medio rural español y, más allá, la vinculación de las ayudas al cumplimiento de requisitos de conservación y desintensificación de las prácticas agrícolas, contribuiría probablemente al remonte demográfico de la población. En las obras públicas de mejora de infraestructuras agrarias e hidráulicas, sería necesario disponer de mecanismos verdaderamente eficaces que aseguren el cumplimiento de las normativas para la preservación de sotos y arboledas.

El desarrollo de planes específicos de gestión cinegética choca con el difícil reconocimiento de la especie en vuelo, que puede ser abatida por confusión con otras palomas, torcaz y bravía. Sin embargo, además del antedicho control de capturas que suministre información útil sobre tendencias e impacto de la caza, la explotación prudente de la especie debería basarse en la admisión de cupos, en la reducción del periodo hábil de caza e incluso en la veda temporal, en tanto se verifica fehacientemente su estado de conservación.

Las campañas de sensibilización ambiental pueden estar orientadas al colectivo de agricultores y personas vinculadas al medio rural, para promover la preservación de árboles añosos, y a los cazadores, para la identificación de la especie y su problemática particular.

En el ámbito europeo conjunto, Zenoni (2001) propugna medidas como la preservación y mejora del hábitat de nidificación a través de una explotación forestal razonable y del mantenimiento de árboles añosos, de la desintensificación de las prácticas agrícolas que permita la existencia de plantas adventicias, y de la colocación de niales artificiales. En cuanto a la caza, aboga por la restricción del periodo hábil y del número de jornadas permitidas como medios para relajar la presión de captura sobre la especie, llegando eventualmente a su protección total.

Paloma Turqué *Columba bollii*

Casi Amenazado; NT B2ab(iii)c

Autor: Miguel Ángel Hernández

La Paloma Turqué es una especie endémica del archipiélago canario cuyas poblaciones parece que se han ido recuperando en los últimos años, si bien factores como la depredación o la destrucción del hábitat siguen incidiendo negativamente en sus efectivos. En la actualidad, a pesar de no contar con datos cuantitativos fiables, se estima una población total de varios miles de ejemplares.

DISTRIBUCIÓN

Endemismo canario ligado a los bosques de laurisilva de Tenerife, La Gomera, El Hierro y La Palma. Probablemente habitó en

Gran Canaria hasta finales del siglo XIX o principios del XX (Tristram, 1889; Ellis, 1993).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

A tenor de algunas crónicas antiguas, esta paloma debió ser muy abundante en el pasado (Bory de Saint-Vincent, 1988), sufriendo una importante regresión a partir de la conquista de las islas, debido sobre todo a la drástica reducción de los bosques de laurisilva. Sin embargo, coincidiendo con un paulatino abandono de los aprovechamientos forestales, durante las últimas décadas parece que sus poblaciones se han ido recuperando, pasando de estimarse en unos 1.160-1.315 ejemplares a principios de los 80 (Emmerson, 1985), a una valoración actual, muy *grosso modo*, en torno a varios miles de individuos (Martín *et al.*, 2000; Martín & Lorenzo, 2001). Además, el número de cuadrículas UTM (1 × 1 km) ocupadas por la especie ha pasado de 135 (Emmerson, 1985) a 410 en la actualidad (Martín *et al.*, 2000).

Estos datos parecen corroborar un cierto incremento en las poblaciones de esta paloma, aunque se debe tener en cuenta que fueron obtenidos por diferentes investigadores utilizando una metodología en muchos casos distinta, lo que podría introducir sesgos importantes, haciendo que los resultados en ocasiones sean difícilmente comparables.

Gran Canaria. A pesar de que no se tiene una certeza absoluta, existe una alta probabilidad de que en el pasado la Turqué habitara la isla. Además de restos óseos que podrían corresponder con ella (Alcover & Florit, 1989), en el siglo XVII se hace referencia a “palomos torcases” (posiblemente esta especie) en gran abundancia en el bosque de Doramas (Morales, 1993), lugar donde parece que subsistieron algunos ejemplares hasta finales del siglo XIX (Tristram, 1889; Ellis, 1993), desapareciendo totalmente con la destrucción de los últimos enclaves de monteverde a principios del XX.

Tenerife. La especie debió ser muy abundante en la isla a principios del siglo XIX (Bory de Saint-Vincent, 1988), mientras que a mediados del XX se consideró muy escasa o incluso extinta (Lack & Southern, 1949; Volsøe, 1951; Etchécopar & Hüe, 1957 y 1960; Mountfort, 1960). A principios de los 80, Emmerson (1985) estimó una población insular de unos 350-400 ejemplares, valorándose en la actualidad, de manera muy subjetiva, en torno a los 2.000 individuos (Martín & Lorenzo, 2001). En las últimas décadas parece apreciarse una cierta progresión de sus efectivos, pasando de ser detectada en 51 cuadrículas (Emmerson, 1985) a observarse en 137 (Martín *et al.*, 1996). La densidad obtenida en estos estudios fue de 2,3 y 10,9 aves/10 ha respectivamente, aunque estos valores deben tomarse sólo como orientativos. Esta paloma ocupa prácticamente toda la franja de monteverde del norte de la isla, con núcleos importantes en Anaga y en el monte del Agua (Los Silos), apreciándose un gradiente de abundancia que aumenta de oeste a este (Martín *et al.*, 2000).

La Gomera. Emmerson (1985) estimó una población insular de unos 550-600 ejemplares, aunque unos años después y sólo dentro del Parque Nacional de Garajonay, se consideró una cifra superior a los 1.000 individuos (Emmerson *et al.*, 1993). En la actualidad se valora una población superior a la mencionada, aunque sin concretar cuantitativamente (Martín & Lorenzo, 2001). De una forma muy orientativa, cabe señalar que las densidades observadas alcanzaron valores de 2,4 aves/10 ha a principios de los 80 (Emmerson, 1985), 10,8 en los noventa (Emmerson *et al.*, 1993) y 6,7 en 1999 (Martín *et al.*, 2000). Además, la especie fue detectada inicialmente en 43 cuadrículas (Emmerson, 1985) y en fechas recientes en 84 (Martín *et al.*, 2000), aunque en este último estudio se amplió considerablemente el área prospectada. Su dis-

tribución actual abarca todo el Parque Nacional de Garajonay y zonas de monteverde al norte y este del mismo, constituyendo enclaves importantes las cuencas de El Cedro, Meriga y Vallehermoso (Martín & Lorenzo, 2001). Se han detectado movimientos estivales hacia zonas de monteverde más degradadas externas al Parque (Martín *et al.*, 2000).

El Hierro. Según un relato de unos cazadores, esta paloma podría haber habitado en el monteverde de la isla hasta 1948, cuando fueron cazados ocho ejemplares (supuestamente turqués), desapareciendo con posterioridad (Hemmingsen, 1963). Ya en 1984, se constató de forma fehaciente su presencia (Martín, 1985b) y unos años después su nidificación (Martín *et al.*, 1993). En los años ochenta se estimó una población entre 10 y 15 ejemplares (Emmerson, 1985), cifras superadas ampliamente en la actualidad (Martín *et al.*, 2000). Además, las cuadrículas ocupadas han pasado de 2 a 26. Su área de distribución ocupa prácticamente todo el monteverde de El Golfo, constituyendo la zona alta de Sabinosa un enclave importante.

La Palma. Aunque hace dos décadas la población se estimó en 250-300 ejemplares ocupando un total de 39 cuadrículas (Emmerson, 1985), actualmente alcanza unas 3.000 palomas en 163 cuadrículas (Martín & Lorenzo, 2001), representando esta isla el principal enclave para la especie. La densidad estimada en un estudio reciente fue de 11,1 aves/10 ha (Martín *et al.*, 2000). Habita toda la zona de monteverde al norte y este de la isla, desde Garafía hasta Mazo, siendo abundante en los bosques de Breña Alta, Santa Cruz de La Palma, Puntallana, La Galga y Los Sauces (Martín & Lorenzo, 2001). Durante el periodo estival se han detectado movimientos importantes hacia barrancos del oeste de la isla (Fagundo, Tajadre...) en busca de alimento (“guindas”).

Tendencia previsible. Resulta factible pensar que si se continúan reduciendo los aprovechamientos forestales y se permite la regeneración natural del monteverde en zonas degradadas, las poblaciones insulares de turqués pueden continuar aumentando paulatinamente en las próximas décadas, o al menos mantenerse en torno a las cifras actuales. Aún así, se debe tener en cuenta que esta paloma deja prácticamente de reproducirse durante años de fructificación insuficiente en la laurisilva (Martín *et al.*, 2000), lo que, unido a la incidencia de la depredación, puede ocasionar una merma importante de efectivos de forma ocasional.

ECOLOGÍA

El periodo reproductor abarca generalmente desde octubre hasta julio, realizando varias puestas de un único huevo cada vez, en nidos situados en árboles. La incubación del huevo se prolonga 18-19 días y el pollo abandona el nido aproximadamente al mes de vida.

Realiza frecuentes desplazamientos a lo largo de diferentes áreas del monteverde en busca de alimento, y en verano, cuando éste escasea, suelen moverse formando grandes bandos hacia zonas de borde del bosque, pinar o cultivos (Emmerson, 1985; Martín *et al.*, 2000; Martín & Lorenzo, 2001). No se han podido constatar desplazamientos interinsulares a pesar de las reiteradas afirmaciones de algunos cazadores de varias islas. Los indicios obtenidos al respecto no son concluyentes.

La dieta está constituida fundamentalmente por frutos y brotes de los árboles de la laurisilva complementada en ocasiones con algunos invertebrados y vegetales cultivados (Martín *et al.*, 2000; Martín & Lorenzo, 2001).

AMENAZAS

Destrucción del hábitat. (2) Aunque el ritmo de destrucción de la laurisilva ha disminuido considerablemente en los últimos años, aún se realizan frecuentes entresacas de material forestal para abastecer de varas y horquetas a los cultivos, y en La Palma además, se efectúan talas a “matarrasa” tanto con ese mismo fin como el de producir carbón vegetal (Martín *et al.*, 2000).

Depredación por mamíferos introducidos. (2) Se ha constatado un éxito reproductor de tan sólo un 47% en la isla de Tenerife, constituyendo la depredación por ratas el principal factor de fracaso (Hernández *et al.*, 1999). También los gatos cimarrones provocan algunas muertes entre los jóvenes y adultos de esta especie, mientras que los perros asilvestrados parecen tener un menor efecto.

Caza ilegal. (2) Aunque estas prácticas se han ido reduciendo con el tiempo, todavía hoy algunos cazadores las abaten ilegalmente en bebederos y lugares de alimentación (Martín *et al.*, 2000).

Alteración del hábitat. (3) En algunas islas como El Hierro y La Gomera existe ganado en libertad (principalmente ovejas) que transforma en gran medida zonas de bosque importantes para las palomas. Asimismo, el vertido indiscriminado de basuras en áreas de recreo, a la vez que modifica el hábitat, favorece la proliferación de depredadores, en especial de ratas y gatos. En ocasiones, la limpieza de maleza en pistas y caminos forestales produce un notable destrozo de árboles y arbustos (Martín *et al.*, 2000).

Molestias antrópicas. (3) En muchas áreas de laurisilva, la presencia constante de transeúntes y las prácticas deportivas de mountain-bike, motocross, “quads” etc., provocan graves perturbaciones a este ave, sobre todo durante su periodo de nidificación (Martín *et al.*, 2000).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Estudios científicos. Durante las últimas dos décadas, y financiados por la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias, muchas veces a través de Fondos Europeos (LIFE), se han desarrollado diversos estudios sobre la biología, ecología y distribución de estas palomas (Emmerson, 1985; Martín *et al.*, 1995, 1996 y 1999; Hernández *et al.*, 2000), los cuales han aportado un mayor conocimiento a la hora de gestionar su conservación.

Campañas de sensibilización. Tanto la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias como SEO/BirdLife han realizado a partir de 1992 diversos pósters y trípticos, así

como cursos y campañas de sensibilización entre la población canaria. Además, la Paloma Turqué fue declarada en el año 1995 “Ave del Año” por SEO/BirdLife como apoyo a estas campañas.

Documentos técnicos. La especie cuenta desde 1993 con un Plan de Acción elaborado por SEO/BirdLife (Heredia *et al.*, 1996), que identifica los factores de amenaza y propone las medidas correctoras para su adecuada protección. Además, se encuentra catalogada como “Rara” en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (Blanco & González, 1992), y desde “En peligro” hasta “Rara”, dependiendo de la isla de que se trate, en el Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Canarias (Martín *et al.*, 1990).

Medidas legislativas. La caza de esta paloma quedó definitivamente prohibida a partir del decreto de protección de la fauna silvestre de 1980. Más tarde, la Ley 4/89 de Conservación de los Espacios Naturales, y de la Flora y Fauna Silvestres, permitió catalogarla como “Sensible a la alteración del hábitat” dentro del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Asimismo, se encuentra incluida en el Anexo II del Convenio de Berna como “especie de fauna estrictamente protegida” y en el Anexo I de la Directiva Aves. Por otro lado, gran parte de las zonas en las que habita han sido protegidas a través de la red de ENP de Canarias o bien como ZEPA.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Protección del hábitat. (2) Dados los movimientos estacionales que realiza la especie, se recomienda la protección legal de enclaves importantes, sobre todo en La Gomera y La Palma. En otros casos, se debe aumentar la categoría de protección actual. La reforestación, sobre todo en áreas de discontinuidad, es otra medida imprescindible, a la vez que reducir los aprovechamientos forestales así como todas las actuaciones perjudiciales para el hábitat (limpieza excesiva en pistas y caminos forestales, creación de nuevas vías, etc.). Además, se debe regular el tráfico rodado en algunas pistas ya creadas y dejar en desuso diversos caminos forestales que atraviesan zonas de nidificación.

Campañas de sensibilización. (3) El mantenimiento de las campañas de sensibilización entre la población canaria es fundamental para la conservación de este endemismo.

Intensificación de la vigilancia. (2) Se debe reforzar la vigilancia sobre todo en bebederos frecuentados por las palomas con el fin de impedir la caza furtiva.

Estudios sobre su biología. (3) La dieta y patrones de desplazamientos son aspectos sobre los que se debe hacer hincapié en estudios futuros, con el fin de gestionar adecuadamente su protección.

Paloma Rabiche *Columba junoniae*

En Peligro; EN B1ab(iii)+B2ab(iii)

Autor: Miguel Ángel Hernández

La Paloma Rabiche es un endemismo del archipiélago canario que presenta una población importante en La Palma y La Gomera, muy fragmentada en Tenerife y extremadamente reducida en El Hierro. Con la información actual no es posible determinar la tendencia poblacional, aunque se encuentra bastante amenazada por factores como la destrucción del hábitat y la depredación.

DISTRIBUCIÓN

Ave endémica de Canarias distribuida en Tenerife, La Gomera, El Hierro y La Palma. Ocupa áreas escarpadas y de borde en el monte verde, pero también pequeños reductos de bosque termófilo e incluso pinar. Su distribución en el pasado pudo abarcar todo el archipiélago, existiendo referencias a la abundancia de “*grandes palomas con la cola arañada de blanco*” (probablemente esta especie) en Fuerteventura durante el siglo XV (Cioranescu, 1980), y restos óseos procedentes de las islas orientales y de Gran Canaria que pudieran corresponder con ella (Alcover & Florit, 1989; Rando & Perera, 1994).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

A pesar de la inexistencia de datos cuantitativos que lo determinen fehacientemente, debió sufrir una enorme regresión tanto en su distribución como en sus poblaciones a partir de la conquista del archipiélago, cuando la drástica reducción de los bosques termófilos (probablemente su hábitat original) y de monte verde, pudo hacerla desaparecer de las islas orientales y Gran Canaria, a la vez que mermar de manera considerable sus efectivos en el resto de las islas.

En la década de 1980, Emmerson (1985) estimó una población total de unos 1.200-1.480 individuos, cifras superadas claramente en la actualidad (Martín & Lorenzo, 2001). Por otro lado, su distribución conocida pasó de abarcar 196 cuadrículas UTM (1 × 1 km) (Emmerson, 1985) a 455 recientemente (Martín *et al.*, 2000), aunque más que a una supuesta expansión de la especie, ese incremento debe achacarse a la prospección de zonas no consideradas con anterioridad.

Tenerife. Aunque a finales del siglo XIX se hace mención a la posible existencia de esta paloma en Tacoronte (Godman, 1872), su presencia en la isla no fue confirmada hasta los años setenta (Conrad, 1979; Collar & Stuart, 1985) y su reproducción se constató en 1993 (Hernández & Martín, 1994). Sin embargo, cabe pensar que pudo pasar inadvertida a los investigadores de la primera mitad del siglo XX, ya que por lo general no visitaron áreas importantes de rabiches. Emmerson (1985) estimó una población insular de unos 80-120 ejemplares distribuidos por 29 cuadrículas, mientras que Martín *et al.* (1996) la encuentran en 57, con un índice de abundancia global de 0,32 aves/10', valorándose una población superior a la mencionada previamente (Martín & Lorenzo, 2001). Ocupa varios núcleos aislados en el norte de la isla,

que por orden de abundancia de efectivos son: monte del Agua (Los Silos), macizo de Tigaiga (Los Realejos), montes de Santa Úrsula y La Victoria y macizo de Anaga, lugar este último donde resulta muy escasa. Además, recientemente ha sido detectada en la vertiente sur, en el barranco del Agua (Güímar) (Martín *et al.*, 1996).

La Gomera. En el pasado debió ser abundante a tenor de las afirmaciones de Reid (1887) que aseguraba que una persona mató más de 100 ejemplares durante una estancia de nueve meses en la isla. Emmerson (1985) estimó una población de unos 120-160 ejemplares ocupando 34 cuadrículas, mientras que recientemente se ha detectado un número mayor de efectivos en 78 de ellas (Martín *et al.*, 1999). Su distribución abarca gran parte de la mitad septentrional de la isla con enclaves importantes entre el borde norte del Parque Nacional de Garajonay y zonas de cultivos aledañas. Se ha registrado un índice de abundancia global de 0,92 palomas/10' (Martín & Lorenzo, 2001).

El Hierro. La especie estuvo presente en tiempos históricos en la isla siendo consumida por los aborígenes (Rando *et al.*, 1997). Sin embargo, hasta muy recientemente sólo existían vagas referencias de algunos lugareños y cazadores a su posible presencia (Meade-Waldo, 1890). En 1999 se detectaron tres ejemplares solitarios en el monte verde de El Golfo, uno de ellos realizando vuelos de cortejo (Martín *et al.*, 2000). Debido a la exigua población observada, no queda claro si ha pasado desapercibida durante estos años, o si se trata de posibles inmigraciones a partir de otras islas.

La Palma. Hace dos décadas la población fue estimada en torno a los 1.000-1.200 ejemplares ocupando un total de 133 cuadrículas (Emmerson, 1985), mientras que en la actualidad se la ha observado en 315, superando ampliamente las cifras anteriores (Martín & Lorenzo, 2001). Estos autores señalan un índice de abundancia de 1,86 palomas/10'. Esta isla alberga la mayor población de rabiches del archipiélago, ocupando gran parte de la mitad norte de la misma, siendo abundante en los barrancos del noreste y norte y más escasa en zonas de pinar occidentales así como en el interior del Parque Nacional de la Caldera de Taburiente (Martín *et al.*, 1998 y 1999). El notable incremento del área de distribución detectado en estudios recientes se debe más a la prospección de lugares no visitados (pinar, bosquetes termófilos, cultivos...) que a una verdadera expansión de la especie.

Tendencia previsible. Con los conocimientos actuales resulta aventurado dictar una posible tendencia ya que los resultados existentes no son comparables. Sin embargo, la Rabiche parece mantener poblaciones saludables en La Palma y La Gomera,

mientras que en Tenerife resulta más vulnerable al presentarse en varios núcleos aislados, y en El Hierro su supervivencia se halla gravemente amenazada. De todas formas, parece sufrir sobremedida los efectos de la aniquilación del bosque termófilo (probablemente su auténtico hábitat), y de la introducción de depredadores como ratas y gatos, hecho este último constatado fehacientemente al menos en Tenerife (Hernández *et al.*, 1999), lo que podría abocar a algunas de sus poblaciones a su desaparición.

ECOLOGÍA

La puesta es de un solo huevo en nidos realizados en el suelo de repisas y grietas, en medio de riscos y paredones, generalmente resguardados por la vegetación arbórea y arbustiva. El periodo reproductor suele abarcar desde marzo hasta agosto-septiembre realizando por lo general varias puestas. La incubación parece durar unos 18-20 días y el pollo abandona el nido aproximadamente a los 25 días, escondiéndose en sus cercanías hasta llegar a volar. Cabe destacar que esta especie probablemente ocupa el monte-verde de manera secundaria, por lo cual presenta gran tendencia a desplazarse hacia zonas de cultivo, pinar, pequeños bosquetes termófilos e incluso piso basal. Sin embargo, no se han podido constatar posibles movimientos interinsulares. La dieta está constituida fundamentalmente por frutos y brotes de árboles de la laurisilva y del bosque termófilo, así como de diversos frutales cultivados, siendo complementada esporádicamente con algunos invertebrados y vegetales variados (Martín *et al.*, 2000).

AMENAZAS

Destrucción del hábitat. (1) A partir de la conquista del archipiélago, el bosque termófilo fue prácticamente aniquilado, sobreviviendo pequeños reductos en lugares muy escarpados, algunos de los cuales se continúan destruyendo, como en el caso del barranco del Agua (La Palma). Por otro lado, las entresacas y talas a "matarrasa" realizadas en el monte-verde para abastecer de varas y horquetas a los cultivos, también afectan considerablemente a su hábitat actual (Martín *et al.*, 2000).

Depredación por mamíferos introducidos. (1) Esta paloma, por criar en el suelo, está siendo muy afectada por la depredación de mamíferos introducidos, ya que se ha constatado que gatos y sobre todo ratas provocan pérdidas considerables de huevos y pollos. En Tenerife, este factor fue el responsable del fracaso reproductor del 73% de los 22 nidos controlados en el periodo 1993-97 (Hernández *et al.*, 1999).

Caza ilegal. (2) Muchas de las áreas importantes de rabiches se sitúan en lugares donde se permite la caza de otras especies cinegéticas, lo cual supone un peligro añadido para su supervivencia. Además, todavía es frecuente la caza furtiva en bebederos y zonas de alimentación en diversas localidades de las islas (Martín *et al.*, 2000).

Alteración del hábitat. (2) Los enclaves de bosque termófilo, por situarse cerca de zonas de cultivos con gran presión antrópica, suelen sufrir una alteración generalizada, apreciándose talas ilegales y abandono de basuras que se convierten en focos de depredadores, sobre todo de ratas y gatos. Además, la existencia de ganado en libertad, principalmente ovejas, en islas como El Hierro y La Gomera, altera considerablemente algunas áreas de monte-verde importantes para esta paloma. Asimismo, la limpieza de

maleza en pistas y caminos forestales se convierte a veces en un notable destrozo de la vegetación cerca de sus zonas de cría (Martín *et al.*, 2000).

Molestias antrópicas. (3) Esta especie es muy sensible a las molestias, sobre todo durante su periodo de reproducción, y en algunos lugares se ha detectado una excesiva presencia de transeúntes, así como prácticas deportivas de mountain-bike, motocross, "quads", etc. que le afectan notablemente (Martín *et al.*, 2000).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Estudios científicos. Junto con la Paloma Turqué, desde los años ochenta se han realizado varios estudios financiados por la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias, muchos de ellos con fondos LIFE, que han abordado algunos aspectos de la biología, ecología y distribución de estas aves (Emmerson, 1985; Martín *et al.*, 1995, 1996 y 1999; Hernández *et al.*, 2000), y cuyos resultados permiten gestionar su conservación con un mayor grado de conocimiento de la especie.

Campañas de sensibilización. También de forma conjunta con la Paloma Turqué, durante la última década tanto la mencionada Viceconsejería como SEO/BirdLife han realizado diverso material divulgativo (pósters, trípticos, vídeos...) así como cursos y campañas de sensibilización para implicar a la población canaria en su conservación.

Documentos técnicos. En 1993 SEO/BirdLife elaboró el Plan de Acción (Heredia *et al.*, 1996), documento que identifica los factores de amenaza que sufre la especie a la vez que propone las medidas correctoras para su adecuada conservación. Asimismo, está catalogada como "Vulnerable" en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (Blanco & González, 1992), y desde "En peligro" hasta "Rara", dependiendo de la isla de que se trate, en el Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Canarias (Martín *et al.*, 1990).

Medidas legislativas. La caza de estas palomas quedó prohibida definitivamente a partir del decreto de protección de la fauna silvestre de 1980. Posteriormente, la Ley 4/89 de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres, las catalogó como "Sensible a la alteración del hábitat" dentro del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Además, está incluida en el Anexo II del Convenio de Berna como "especie de fauna estrictamente protegida" y en el Anexo I de la Directiva Aves. A su vez, una gran parte de su área de distribución se incluye dentro de la red de ENP de Canarias o bien como ZEPA.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Protección del hábitat. (2) Resulta fundamental proteger áreas importantes para la especie que aún no cuentan con protección legal, sobre todo en La Gomera y La Palma, y aumentar la categoría de protección de algunas otras. Por otro lado, se recomienda llevar a cabo una adecuada restauración del bosque termófilo y una protección efectiva de los reductos existentes. Asimismo, al menos en Tenerife se debe intensificar la reforestación del monte-verde en zonas que sirvan de corredores para la unión de las distintas poblaciones aisladas. También se deben reducir los aprovechamientos forestales y todas las demás actuaciones perjudiciales para el hábitat (limpieza excesiva en pistas y caminos forestales, la creación de nuevas vías,

etc.). Algunas de estas vías deben ser cerradas al tráfico rodado, y varios caminos forestales deben abandonarse para que la regeneración vegetal natural los convierta en intransitables.

Campañas de sensibilización. (3) Se debe continuar con las campañas divulgativas realizadas hasta ahora para fomentar el respeto y aprecio a estas aves entre la población canaria.

Control de depredadores. (2) En ciertos lugares de El Hierro, y de Tenerife -de apreciarse un declive notable de la población-, se deberían realizar programas de control de depredadores en áreas de cría o de establecimiento de esta especie.

Intensificación de la vigilancia. (2) Es muy importante reforzar la vigilancia en lugares donde está permitida la caza y abunda esta paloma, pero sobre todo en bebederos frecuentados por la misma, con el fin de impedir que sea abatida ilegalmente.

Estudios sobre su biología. (3) Se debe abordar en algunos aspectos desconocidos de su biología como son la dieta y patrones de desplazamientos, que pudieran resultar interesantes a la hora de gestionar su conservación. En El Hierro es necesario investigar su estatus poblacional y su posible reproducción.

Tórtola Común *Streptopelia turtur*

Vulnerable; VU A2acd

Autor: Alfonso Balmori Martínez

La Tórtola Común ha experimentado un acusado declive a lo largo de los últimos decenios (la información parcial disponible apunta a que éste supera el umbral de vulnerabilidad del 30% en la última década), provocado tanto por la degradación del hábitat de cría e invernada como por la sobrecaza en periodos sensibles. Para la recuperación de las poblaciones es necesario poner en marcha medidas de conservación de los paisajes en mosaico tradicionales que consideren la conservación de las plantas ruderales, así como decisiones responsables respecto a su caza. Debe realizarse al mismo tiempo un seguimiento exhaustivo a largo plazo de sus poblaciones, con metodologías comparables en su amplio rango de distribución. Los descensos poblacionales observados en regiones con mayor presión y la fidelidad a las áreas de cría indican una escasa intervención de un posible efecto rescate, si se tiene en cuenta además que en nuestro país deben existir grandes regiones que se comportan como un sumidero y que además la tendencia de la especie en el resto de la población europea es de un declive generalizado.

DISTRIBUCIÓN

Cría en el Paleártico occidental y África tropical e inverte en el Sahel desde Senegal y Guinea hasta Sudán y Etiopía (Cramp, 1985). Las poblaciones de Europa Occidental migran a través del sudoeste francés y la península Ibérica donde se reúnen con las aves locales atravesando Marruecos y Mauritania; otra vía migratoria para la especie discurre por Italia, Malta, Túnez y Libia (Cramp, 1985; Jarry, 1997). En Europa la ocupación es estival excepto Islandia, Irlanda y Escandinavia, donde existen citas escasas; hacia el este se extiende hasta Turquía y el Caspio (Cramp, 1985; Jarry, 1997).

España. En la península Ibérica y Canarias cría la subespecie nominal. En Baleares *S. t. arenicola* que se distribuye por el norte de África hacia el este hasta Afganistán (Cramp, 1985; Díaz *et al.*, 1996; Boutin, 2001a). Distribuida prácticamente por toda España de forma variable, discontinua y heterogénea, no está presente en las áreas de montaña; escasa en la Cornisa Cantábrica y zona oriental de Castilla La Mancha (Purroy, 1997). Las provincias occidentales son más ricas que las orientales (Bernis, 1967). En las Mesetas deforestadas ocupa los bosques de ribera ligados a cursos de agua (Bernis, 1967). Viaje otoñal especialmente en septiembre, más occidental que el primaveral en abril y mayo (Bernis, 1967; Purroy, 2000; Díaz *et al.*, 1996). Los datos del nuevo Atlas reflejan ausencia o gran escasez en toda la Cornisa Cantábrica y Pirineos, sierras de la Demanda, Cameros y Urbión, Serranía de Cuenca y Montes Universales, zona oriental de La Mancha, sierras de Cazorla y Segura, sierras de Villuercas y Guadalupe, La Serena y el Valle del Gadalquivir (Martí & Del Moral, 2003). Se apre-

cia una aparente disminución de cuadrículas ocupadas en la Cornisa Cantábrica y Pirineos, áreas de Galicia y provincia de Ávila respecto al anterior atlas (1975-1995), abriéndose huecos de ausencia en la comarca de La Serena y el norte de Córdoba.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

En Europa se conoce con poca precisión su población, con estimas que oscilan entre 2,8-14 millones de parejas, y las mayores poblaciones reproductoras en Rusia, España, Turquía y Francia (BirdLife International/EBCC, 2000). Los contingentes de esta especie han descendido entre 1970 y 1990, especialmente desde mediados de los años ochenta, particularmente en Europa occidental (Tucker & Heath, 1994; Jarry, 1997). En Inglaterra, desde que en 1970 se iniciara el programa de "Censos de Aves Comunes" (el SACRE en España es el equivalente), la especie ha disminuido en un 70% (Gregory *et al.*, 2001). Desde esa misma década, Francia ha perdido más de la mitad de sus efectivos (Jarry, 1999), por causas similares a las señaladas en nuestro país (ver Amenazas), que deberían alertarnos para que en España se tomen las medidas necesarias (ver apartado relevante) antes de seguir tan dramático declive. En Portugal se produce disminución a partir de 1972; donde antaño podían observarse bandos de más de 100 ejemplares; a partir de entonces los bandos mayores son de 20 ó 30 aves, con descensos documentados del 80% entre 1972 y 1981 en Mindelo (Dos Santos, 1983).

España. Se ha estimado una población entre 790.000 y 1.000.000 de parejas, señalándose una tendencia poblacional en

declive (categoría de declive moderado para especies cuya disminución podría encontrarse entre 20-50%) entre 1970-1990 (Purroy *et al.*, 1997). Aunque estos autores aclaran que los datos para avalar esta tendencia son “escasos o incompletos”. Dependiendo de la existencia de hábitats adecuados se producen concentraciones puntuales (Fernández & Camacho, 1989). Purroy (2000) señala una caída posiblemente superior al 50% desde 1975. La Federación Española de Caza (FEC) reconoce que las encuestas entre cazadores dan una imagen de descenso de efectivos en las dos últimas décadas del orden del 80% (Montoya *et al.*, 1994). Se han demostrado descensos en los núcleos tanto nativos como migratorios (Cramp, 1985; Purroy, 1988) relacionados, entre otros factores, con incrementos de la presión cinegética (Blanco & González, 1992; Lucio & Purroy, 1992; Purroy, 1995, 1997; Jarry, 1997; Gutiérrez, 2000; Hidalgo & Rocha, 2001a, b), así como una disminución de la densidad pero no de su área de distribución (Fernández & Camacho, 1989).

La pobreza del paso en Gibraltar fue detectada ya en los años setenta, atribuida a la rarificación de la especie en sus áreas de cría, por cambios en los usos agrícolas y sobrecaza. Lo han acusado también los cazadores locales que año tras año han visto disminuir sus capturas (Tellería, 1981). La evolución de los resultados cinegéticos ha mostrado tendencias hacia un menor número de tórtolas por cazador y día y de aves por temporada completa (Fernández & Camacho, 1989; Montoya *et al.*, 1994). Estas tendencias negativas encuentran reflejo en los resultados del programa de seguimiento de aves comunes de SEO/BirdLife (SACRE) que para el periodo 1996-2001, indican una pendiente negativa altamente significativa ($p < 0,0026$) que corresponde a un declive superior al 30% en el índice de abundancia en relación al primer año del programa. Estos datos deben sin embargo ser interpretados con cierta cautela, hasta que la muestra de años analizados sea lo suficientemente grande para arrojar resultados concluyentes, que permitan diferenciar con claridad las fluctuaciones de la tendencia general.

Andalucía. Se ha producido un descenso notable en los dos últimos decenios, lo que ha ocasionado su reciente inclusión en el *Libro Rojo de los Vertebrados de Andalucía* con la categoría de “Vulnerable” (Gutiérrez, 2001; Muñoz-Cobo, 2001a). El balance de cuatro años de seguimiento de la especie ha sido negativo, con una reducción del 38% de efectivos entre 1997 y 2000 (Gutiérrez, 1998a, b, 1999, 2000). En Andalucía se caza un mínimo de 240.000 tórtolas anuales. La productividad (afectada por las amenazas derivadas del cambio y de la pérdida progresiva de hábitat favorable) no puede contrarrestar la mortalidad natural y la presión cinegética (Gutiérrez, 2000). En algunas provincias como Málaga se ha señalado una ostensible disminución en las dos últimas décadas (Garrido & Alba, 1997).

Aragón. En encinares del Moncayo se han obtenido densidades de 1,2 aves/10 ha. En Teruel entre 1 y 2,2 pp./km² dependiendo si son zonas desfavorables u óptimas, con media provincial de 0,2 pp./km² (Sampietro Latorre, 1998).

Asturias. Se considera un nidificante escaso. En toda la Cornisa Cantábrica se observa un fuerte descenso comparando los dos Atlas de España (Purroy, 1997 y Martí & Del Moral, 2003).

Baleares. Presente en las cuatro islas grandes, donde se considera “muy común” (De Juana & Varela, 2000), con una distribución amplia y homogénea (Fernández & Camacho, 1989). Escasa en la de Tramuntana (GOB, 1997a). Las agrupaciones más numerosas se producen en agosto (GOB, 1997a). Especie moderadamente común en Menorca (Escandell Salom, 1997). En la actuali-

dad se sigue considerando relativamente abundante, pero se aprecia un descenso generalizado (J. Muntaner, com. pers.). Según el Presidente de la Federación Balear de Caza, en los últimos 20 años se ha producido una notable disminución de la especie en Baleares (F. Valls, com. pers.).

Canarias. Cuenta con poblaciones de cierta importancia y grandes diferencias interanuales. 100-160 pp. en Lanzarote; abundante y bien distribuida en Fuerteventura con preferencia por los tarajales; bien repartida y común en Gran Canaria especialmente en el sur con densidades entre 1,69 y 4,87 aves/10 ha; abundante y bien distribuida en Tenerife donde ocupa el 70% de las cuadrículas con densidades entre 0,09 y 0,40 aves/10 ha; común en La Gomera con densidades de 2,68 aves/10 ha (en matorrales y plantaciones) y 2 aves/10 ha en fayal-brezal arbóreo en Garajonay; bastante repartida y común en El Hierro en áreas de cultivos y bordes de monte (aunque sorprende la falta de datos de reproducción en el nuevo atlas: Martí & Del Moral, 2003); abundante y bien distribuida en La Palma (Martín & Lorenzo, 2001).

Cantabria. En la década de los setenta todavía nidificaba en toda la región, en zonas de campiña (setos, bosquetes, prados y cultivos) y era abundante durante los pasos migratorios. En la actualidad, hace años que no se localiza ninguna pareja reproductora, aunque puede quedar alguna en áreas favorables de Campoo-Los Valles. En paso migratorio las citas son escasas y puntuales (SEO/BirdLife-Cantabria). Algunos de los factores negativos que han podido operar, como la concentración parcelaria y la intensificación de la ganadería, provocan una homogeneización del medio (además de otras posibles causas a escala mayor). Aunque hasta hace poco se cazaba, actualmente está prácticamente extinguida como reproductor.

Castilla-La Mancha. Escasa habitando en pequeñas manchas de olivo en un entorno ampliamente deforestado. En fuerte regresión (“al parecer en fuerte regresión”) en esta comunidad (CAMA-Castilla La Mancha, 2002). En la provincia de Ciudad Real, se han obtenido densidades de 4,3 pp./km² (Fernández & Camacho, 1989) y 1,4 aves/10 ha y en los Yébenes (Toledo) 2,45 aves/10 ha (CAMA-Castilla La Mancha, 2002). Frecuente en los Montes de Toledo asociada a dehesas, fresnedas y sotos ribereños y escasa (0,5 pp./10 ha) en la Mancha conquense y zonas limítrofes de Albacete, Toledo y Ciudad Real (V. Hernández Navarro, com. pers.).

Castilla y León. Especie distribuida por toda la Comunidad, con mayor escasez en áreas montañosas y campiñas deforestadas del interior. Cría en todas las provincias con máximos poblacionales en León, Burgos y Palencia y mínimos en Valladolid y Ávila (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). La población probablemente supere las 10.000 pp. Ha experimentado un fuerte declive en los últimos años especialmente por transformación y destrucción de hábitats de cría y alimentación (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). Se aprecia mayor presencia en las provincias occidentales, especialmente Zamora y Salamanca, escaseando en la Submeseta oriental. En las zonas bajas deforestadas cría en los bosques ribereños.

Cataluña. Está presente en bosques tanto de planifolios como de coníferas pero con pocos nidos en pinares (Fernández & Camacho, 1989). El nuevo Atlas de Cataluña (J. Estrada/ICO, *in litt.*), encuentra una disminución del número de cuadrículas (UTM), en comparación con el anterior (Muntaner *et al.*, 1983) de c.10%. Si se tiene en cuenta un mayor esfuerzo de prospección en la revisión actual, este porcentaje debe ser en realidad mayor, según la interpretación de los coordinadores (J. Estrada/ICO, com. pers.). Se estiman unas 25.000-50.000 pp. (J. Estrada/ICO *in litt.*).

Extremadura. Entre 1989 y 1998 se produce un descenso de 10 a 4 capturas/cazador que equivaldría en teoría a una disminución de un 60%. La densidad actual es muy baja con un nido/km² en las mejores áreas para la especie (Hidalgo & Rocha, 2001). Fernández & Camacho (1989) dan una densidad de 12,5 nidos/km² en el área de Torrejón el Rubio. La evolución de las capturas desde 1996 hasta ahora es de permanente y continuo descenso, que ha sido manifiesto también en las poblaciones reproductoras locales (Rocha & Hidalgo, 2001). El declive es muy patente en la mayor parte de la provincia de Badajoz (F. Grajera, *in litt.*), con una disminución en el número de tórtolas cazadas del 70% entre 1987-2000 en esta provincia (Balsa, 2001).

Galicia. Bien distribuida, con demografía variable según zonas (López Beiras & Guitián, 1983; Martí & Del Moral, 2003). La población reproductora es abundante en áreas boscosas (Peiró, 2001). En la región costera atlántica (Pontevedra) las densidades son más bajas (Fernández & Camacho, 1989). Es más numerosa en la mitad occidental que en la oriental de la región. Desde 1984 parece apreciarse un descenso importante y progresivo en el número de aves avistadas (Sociedad Galega de Historia Natural, 1995). Se han observado concentraciones postnupciales entre junio y septiembre: 200 ejemplares en Vilar de Santos (Orense) el 18/6/95 (Salvadores et al., 1995), 69 ejemplares en campos de cultivo en Sanxenxo, Pontevedra el 29/7/97, 44 ejemplares en campos de trigo segado en Somoza, Pontevedra el 5/9/97 (Barros et al., 2000). La reducción de los tamaños de bandos puede ser interpretado como descenso de efectivos migradores. Se han encontrado densidades de 4,01 aves/10 ha en cabo Udra, en mosaicos de campos de cultivo semiabandonados, tojo, eucaliptal, sotos y fincas con casas en la primavera de 2001 con tendencias descendentes en los últimos años (M. Arenas, com. pers.).

Madrid. Situación delicada de la especie, aconsejando su exclusión de la lista de especies cazables en Madrid y su tratamiento como especie amenazada (Blanco, 1994). El anuario ornitológico provincial señala una tendencia negativa, visión compartida por otros ornitólogos (J. C. Del Moral, com. pers.). La población de tórtolas en Madrid durante la estación reproductora de 1994 se estimó entre 5.767 y 8.754 individuos (Blanco, 1999) y entre 6.000 y 7.000 individuos en 1999.

Murcia. Presenta altas densidades en puntos del valle del Segura (Fernández & Camacho, 1989). Buena distribución con bajas densidades de 1-3 pp./km², alcanzando 4-6 pp./km² en puntos óptimos (Martínez et al., 1996). Se calcula una población de 400-600 pp. en la comarca del norte de Murcia. Se observa una clara y paulatina rarefacción de la especie, muy afectada por la media veda en el altiplano.

Navarra. Se sospecha un declive mayor del 20% en 10 años (J. J. Iribarren & A. Rodríguez Arbeloa *in litt.*). Los últimos cinco años se ha realizado seguimiento de abundancias detectando grandes contrastes interanuales.

País Vasco. Especie bien distribuida, nidificante común pero no abundante, sin datos de tamaño poblacional. Es más abundante en el dominio mediterráneo que en el subcantábrico y raro en la zona cantábrica (Álvarez et al., 1985). Se encuentra en regresión en la vertiente cantábrica y posiblemente en la Llanada Alavesa (Álvarez et al., 1998). Las densidades por cada 10 ha en distintos hábitats son: campos de cultivo (0,05-0,2); pastizales y prados (0,1-0,2); bosques de frondosas (0,56-1,12); plantaciones de coníferas (0,45). Los campos de cultivo y los pastizales y prados se refieren a formaciones de campiña con presencia de setos (A. Onrubia, com. pers.).

La Rioja. Poco abundante pero bien distribuida, asociada a la existencia de linderos con zarzas y espinos así como bosques de ribera y bosques isla (Fernández & Camacho, 1989; Peiró, 2001). La población reproductora posiblemente supere las 200 pp., con tendencia regresiva sin cuantificar (Gámez Carmona et al., 1999).

Comunidad Valenciana. Presenta una distribución homogénea y amplia por el litoral, pero muy puntal en el resto (Fernández & Camacho, 1989). Densidades de una pareja/2 ha en bosques galería y una pareja/200 ha en grandes extensiones de olivar (Peiró, 2001). Muestra una amplia distribución, nidificando hasta los 1.600 m en áreas de clima más seco (Urios et al., 1991). Notable reducción en los últimos 20 años tanto de las poblaciones nidificantes como del flujo de migrantes, ligada a transformaciones agrícolas con pérdidas de arbolado de secano (almendros, algarrobos y olivos) para transformarlo en naranjal que conlleva un mayor uso de pesticidas. También le ha afectado el abandono de cultivos de cereal por falta de rentabilidad. Actualmente las mayores densidades se encuentran en vegas, pequeñas huertas y secanos con arbolado (V. Hernández Navarro, com. pers.).

ECOLOGÍA

Especie monógama que cría generalmente por debajo de los 1.000 msnm en árboles bajos o arbustos *Olea*, *Quercus*, *Crataegus*, *Sambucus*, *Rosa* (Cramp, 1985; Fernández & Camacho, 1989). Alimentación basada en semillas de cereales y especialmente de adventicias arvenses: *Chenopodium*, *Polygonum*, *Synapsis*, *Fumaria*, *Centaurea*, *Medicago*, *Stellaria*. También en ocasiones artrópodos (Cramp, 1985). Ha sufrido cambios en sus costumbres, asociados a la expansión de cultivos industriales como el Girasol (obs. pers.). Solitaria o en parejas durante la cría, forma pequeños grupos en los pasos migratorios. Tiene un éxito reproductor mediocre y variable espacial y temporalmente, habiéndose señalado un porcentaje de nidos perdidos por temporada próximo al 40% (España) y hasta el 60% en Extremadura, siendo el porcentaje de nidos con éxito en la incubación del 64% en España, con cifras notablemente bajas (40%) en Extremadura (Purroy, 2000; Rocha & Hidalgo, 2000; Tucker & Heath, 1994). La distribución de frecuencia de las puestas es ligeramente bimodal, lo que indicaría posibilidad de dos puestas consecutivas, al menos en algunas áreas. Es una especie muy sensible a molestias durante la reproducción (Cramp, 1985; Peiró, 1990, 2001; Fernández & Camacho, 1989; Rocha & Hidalgo, 2000).

La migración postnupcial comienza a finales de agosto pero el grueso migratorio se moviliza en septiembre (Bernis, 1967). Durante la invernada en África, se conocen grandes dormideros comunales, algunos de más de un millón de aves (Purroy, 2000). Los pasos son momentos sensibles para la especie, por producirse agrupaciones en buenos comederos. Presenta una fuerte filopatría, con retorno sistemático a las mismas áreas de cría (Cramp, 1985). En ambientes favorables (campiñas, melojares y encinares), alcanza 1,5 aves/10 ha (Purroy, 2000). Prefiere mosaicos con alternancia de arbolado, setos y cultivos, así como montes adeshados y bosques de ribera en paisajes agrícolas con bebederos cercanos. Rocha & Hidalgo (2000) han encontrado en Extremadura una mayor densidad reproductora en las fincas cuyo encinar presenta alto porcentaje de cultivo de cereal, mientras que la densidad es menor en los terrenos donde la dehesa es de pastos. En Andalucía aunque las densidades más altas se obtienen en los bosques de ribera, teniendo en cuenta la gran superficie de ocupación

de los olivares y encinares, son estos ambientes los que albergan las mayores poblaciones (Gutiérrez, 2000). Se han encontrado altas densidades en los olivares del Guadalquivir en la provincia de Córdoba (Fernández & Camacho, 1989). 0,7 aves/10 ha en dehesas ganaderas, 2,3 aves/10 ha en dehesas cerealistas y 1,5 aves/10 ha en olivares (Muñoz-Cobo, 2001a). En Cuenca también cría en pinares, aunque se trata de un hábitat marginal (Peiró, 2001). En Baleares lo hace en acebuche, pino carrasco y encina (GOB, 1997a). En Canarias habita en una amplia variedad de hábitats a muy diversas alturas: áreas desérticas, cultivos, fayal-brezal, Laurisilva degradada, pinares e inclusive matorral de alta montaña (Martín & Lorenzo, 2001). Ocupa pinares clareados, olivares, olmedas y arboledas periurbanas, siempre que existan abrevaderos cercanos. Distribución concentrada en olivares, frutales y ribazos en Murcia. En Navarra está presente en cultivos, zonas arboladas y pinares mediterráneos (*P. halepensis*), con densidades muy bajas en olivares. En Valencia muestra preferencia por las masas de quercíneas y por los pinares de *Pinus halepensis* y *P. pinaster* siendo más escasa en los de *P. sylvestris* más húmedos. También presente en sotos fluviales, olmedas, choperas de repoblación y áreas de cultivo.

AMENAZAS

Padece una problemática diferente en las áreas de cría, paso e invernada, que se superponen e inciden sobre la población. El declive es consecuencia de la interacción de muchos factores que afectan de forma generalizada a la especie.

En las áreas de cría. Como causas de la regresión se señalan la degradación del hábitat (1), por destrucción de setos, bosques de ribera y paisajes en mosaico, motivada en gran medida por las concentraciones parcelarias, que homogeneizan el paisaje natural, y la intensificación agrícola, con abuso de herbicidas que eliminan las plantas adventicias, de las que se nutre especialmente en primavera (Lucio & Purroy, 1992; Purroy, 1995, 1997 y 2000; Jarry, 1997; Boutin, 2001a; Rocha & Hidalgo, 2001a, b; Ballesteros, 2002). La intensificación del olivar con desaparición de plantas adventicias y la reducción de la superficie de girasol han incidido en la reducción de las poblaciones por pérdida de hábitat y disminución de alimento disponible (F. Suárez, com. pers.). La destrucción de fresnedas y bosques de ribera, sustituidos por cultivos de chopos, tiene un gran impacto en la especie, por tratarse de los hábitats con mayores densidades (Gutiérrez, 1999 y 2000; Ballesteros, 2002). Asimismo, el aumento de superficies de coníferas, en detrimento de otros hábitats seleccionados positivamente por la especie supone un perjuicio claro para las tórtolas (Fernández & Camacho, 1989; Gutiérrez, 1994, 1999; Díaz *et al.*, 1996).

Se ha sugerido el riesgo de competición con la Tórtola Turca (Rocha & Hidalgo, 1998), ya que cuando ésta ocupa lugares alejados de los núcleos urbanos la común puede verse desplazada. Este sería el caso de Extremadura, donde más de la mitad de la población de Tórtola Turca está alejada de dichos núcleos (Rocha & Hidalgo, 2001a, b). En Hungría, por ejemplo, la Tórtola Común ha desaparecido de una gran parte de sus áreas tradicionales con posterioridad al crecimiento de poblaciones de turca (Glutz & Bauer, 1993) (?).

Áreas de paso. La caza durante la primavera en Marruecos y el sur de Francia pueden haber acelerado el declive de las poblaciones de Europa occidental (2). Especialmente tratándose de una especie con bajo éxito de cría (ver Ecología). En Francia se

caza durante las tres primeras semanas de mayo en el Médoc (vía migratoria principal de la especie), aludiendo a falsas tradiciones. También en primavera se cazan entre 100.000 y 140.000 tórtolas en Marruecos (Jarry, 1999), y en el valle del Souss marroquí, se calcula un millón de tórtolas cazadas en el paso postnupcial (Fernández & Camacho, 1989). Las máximas capturas tienen lugar a finales de agosto y principios de septiembre (obs. pers.). Se producen concentraciones estivales en zonas con una adecuada disponibilidad trófica y existencia de aguaderos cercanos. Estas zonas son cada vez más escasas, lo que ocasiona concentraciones numerosas que la hacen más vulnerable frente a la presión cinegética y los tratamientos agrícolas (Gutiérrez, 2000; Ballesteros, 2002) (1).

Áreas de invernada. La sequía y los desórdenes climáticos en las áreas de invernada africanas, conjuntamente a la degradación del hábitat y la destrucción de los densos bosques de acacias tienen graves efectos sobre la especie (Lucio & Purroy, 1992; Jarry, 1997; Boutin, 2001a; Ballesteros, 2002) (1). La caza en invernada en Senegal y Malí, época de comportamiento muy gregario, acrecienta su vulnerabilidad, habiendo desaparecido algunos dormideros ocupados durante decenios (Jarry, 1999).

Efectos de la caza. En la Unión Europea se calculan entre dos y cuatro millones de ejemplares cazados anualmente (Boutin, 2001a). La gestión cinegética vigente no contribuye a la conservación de la tórtola sometida a una excesiva presión (1) (Blanco & González, 1992; Lucio & Purroy, 1992; Tucker & Heath, 1994; Purroy, 1995; Jarry, 1997; Ballesteros, 1998, 2000, 2001; Boutin, 2001a), que ha supuesto su prohibición en algunas comunidades autónomas (Sáenz de Buruaga, 1991). Resulta notable que las encuestas entre los cazadores sitúan en un 80% el descenso en las dos últimas décadas (Montoya *et al.*, 1994). En España las capturas fueron de dos millones y medio en 1989 (Fernández & Camacho, 1989). En muchas regiones se caza más de lo que se produce, sobreexplotando el recurso (1). Es el caso de Andalucía (Gutiérrez, 2000) o Extremadura, donde anualmente se cazan más del doble de jóvenes de los que nacen (Rocha & Hidalgo, 2001; Hidalgo & Rocha, 2001b). Este hecho implica muerte de ejemplares en tránsito migratorio procedentes de otras partes del Continente (1). Se ha encontrado una tendencia de disminución de las capturas estandarizadas en cacerías en Extremadura (ocho ejemplares en 1996 a menos de cuatro en 1999) (Hidalgo & Rocha, 2001b). La caza afecta más a los migrantes y reproductores tardíos. Entre el 2,6% (Hidalgo & Rocha, 2001a) y el 3,9% (Fernández & Camacho, 1989) de progenitores mueren en la media veda sin haber terminado la cría. La caza desde el 15 de agosto se desarrolla durante el periodo de dependencia de los jóvenes de polladas tardías (Fernández & Camacho, 1989, 1999; Cordeiro *et al.*, 2001a; Hidalgo & Rocha, 2001a, b; Peiró, 2001), ya que no son raros los nidos con pollos durante la segunda quincena de agosto e incluso durante la primera de septiembre (Peiró, 2001) (2). En Palencia la ocupación de nidos se prolonga hasta la primera quincena de septiembre, mezclándose los reproductores con los ejemplares migrantes (Fernández & Camacho, 1989).

En algunos casos los índices cinegéticos de abundancia, parece que no sirven para detectar tendencias locales de cría por estar sometidos a muchas variables (migración temprana, redistribución de ejemplares, concentraciones postnupciales, cebos artificiales, etc.). Así los resultados de caza pueden mostrar estabilidad en las perchas, a pesar de haberse detectado descensos poblacionales por otros medios. Por esta razón la presión cinegética causa un mayor impacto relativo en años de baja abundancia (Gutiérrez,

2000). Las cacerías celebradas por la mañana son más exitosas en cuanto a piezas abatidas que las de la tarde. La media de jóvenes abatidos respecto a adultos es muy superior en el caso de las cacerías que ocupan toda la jornada (Hidalgo & Rocha, 2001b). La utilización de cebos alimenticios ilegales aumenta hasta tres veces el número de tórtolas abatidas por cazador y día, situación perjudicial que desequilibra la proporción de jóvenes muertos (casi al doble) atraídos por la comida fácil (Hidalgo & Rocha, 2001a; Rocha & Hidalgo, 2001c) (1). En Murcia y Castilla-La Mancha, aún se permiten tiradas sin límite de cupo tras haber cebado a las tórtolas durante toda la pretemporada (para fijarlas en el lugar), lo que ocasiona auténticas masacres con miles de ejemplares abatidos (Garrido, 2002) (1). La muerte selectiva de jóvenes es mayor durante las primeras semanas de caza (Gutiérrez, 2000, 2001; Hidalgo & Rocha, 2001a), lo que ocasiona un envejecimiento de la población (Gutiérrez, 2000; Rocha & Hidalgo, 2001c) (2). Para mantener una población estable la tasa máxima de mortalidad de jóvenes debe ser de alrededor del 64% (Fernández & Camacho, 1989).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se han realizado medidas concretas de gestión del hábitat para esta especie, más allá de algunas iniciativas particulares por parte de propietarios de cotos de caza con interés especial en mantener las poblaciones de tórtola. La tórtola se caza en seis países de la Comunidad Europea: Austria, Francia, Grecia, Italia, Portugal y España. A la vista de los descensos de población se han planteado cupos, prohibición de su caza, disminución del número de jornadas y retraso en la apertura de la temporada. No se han controlado los comederos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

La delicada situación de la tórtola precisa de planes de acción coordinados entre las distintas CC.AA. que permite asegurar la viabilidad y recuperación de sus poblaciones (2). No cabe duda de que España tiene una gran responsabilidad en la conservación de esta especie a nivel europeo, puesto que acoge una proporción importante de su población reproductora y migratoria.

Conservación del hábitat. (2) Es prioritaria una adecuada gestión de los ecosistemas agrarios, respetando setos y mosaicos, limitando el uso de herbicidas e insecticidas y creando bandas perimetrales sin tratamiento (3). Para respetar sus requerimientos biológicos, deben conservarse los lugares de nidificación, especialmente bordes de bosques, matorral y setos y no ceñirse exclusivamente a usos basados en intereses agrícolas y forestales (2). Es necesario el mantenimiento de la estructura natural de los bosques, con diferentes estratos y abundante matorral, evitando podas y limpiezas (2). Especial mención merece la conservación de los sotos fluviales y el mantenimiento de árboles muertos que las tórtolas utilizan para emitir los reclamos primaverales (Boutin, 2001a) (2). El aumento del número de lugares atractivos para la especie puede reducir las grandes concentraciones estivales. La dispersión puede ser muy útil para evitar problemas por trata-

mientos agrícolas o presión cinegética (Gutiérrez, 2000, 2001; Hidalgo & Rocha, 2001). La creación de charcas con suave pendiente, rodeadas de setos, puede favorecer esta dispersión (3). En los países de invernada, es necesaria la conservación de los bosques de mimosas que albergan los principales dormideros invernales en África (Jarry, 1999; Boutin, 2001a).

Prácticas cinegéticas. (2) Las malas prácticas cinegéticas: utilización de cebos, caza en los campos de girasol tardíos, bebederos y tiradas sin cuota de capturas, deberían desaparecer por razones de conservación y de ética (Ballesteros, 1998; Usuraga, 2001). La propuesta más contundente para frenar la caída plantearía una moratoria de caza de varios años (Lucio & Purroy, 1992; Purroy, 1996; Banda & Justribó, 1999; Hidalgo & Rocha, 2001). Una medida efectiva podría requerir cinco años de parada venatoria, al tiempo que se toman otra serie de medidas respecto al hábitat. Otras medidas deben orbitar alrededor del retraso en la apertura, reducción del periodo de caza y creación de cupos estrictos, prohibición de la caza primaverales en Marruecos y Francia (Adenex, 1988; Boutin, 2001a) y la persecución de las cacerías en comederos (Hidalgo & Rocha, 2001a, b) (1). Numerosos autores proponen posponer la apertura a primeros de septiembre para proteger a las aves de cría tardía (Adenex, 1988; Peiró, 2001; Hidalgo & Rocha, 2001a, b), ya que esta medida reduciría el índice de jóvenes muertos (Hidalgo & Rocha, 2001a, b) (1). Desde el sector cinegético se propone el retraso de apertura después del 20 de agosto (abarcando sólo 12 días hábiles) (1). Cupo máximo de 18 piezas entre tórtola y codorniz por cazador y día y no cazar a menos de 100 m de aguaderos y cebaderos (Montoya *et al.*, 1994). Es necesaria la coordinación interautonómica en cuanto a las fechas de caza y una gestión supranacional de la especie (3). Las restricciones en alguna Autonomía, de forma puntual, provocan rechazo de los cazadores que lo consideran un agravio comparativo. Es necesaria una mayor responsabilidad de las asociaciones de cazadores que deberían tener más iniciativas en este sentido, y colaborar para realizar una gestión más coservacionista que impulse de nuevo sus efectivos. Es urgente una gestión más biológica que burocrática. El auge de la caza durante la segunda mitad del siglo XX (López, 1991) no ha ido acompañado de medidas de gestión responsable para con la especie. Debe desaparecer la caza en áreas sensibles con concentraciones de ejemplares en paso y en dormideros invernales de la especie en África.

Seguimiento de las poblaciones. (2) La determinación de las tendencias debe hacerse con métodos apropiados, coordinadamente con otros países para obtener resultados comparables tanto de censos primaverales (Cordeiro *et al.*, 2001b) como de resultados de caza (2). El conocimiento del volumen de capturas y su evolución es esencial para establecer pautas de manejo (Boutin, 2001a). Las grandes fluctuaciones poblacionales dificultan la interpretación de tendencias por lo que son necesarios métodos de seguimiento comparables prolongados a lo largo de decenios. Los inventarios oficiales de caza menor deben considerar esta especie separadamente del resto, como ya se hace con la Perdiz y la Codorniz, para que pueda realizarse un seguimiento anual de capturas en España a partir de las estadísticas provinciales de caza del MAPA (2). Son necesarios también censos de los principales dormideros en Senegal y Malí (Boutin, 2001a).

Lechuza Común *Tyto alba gracilirostris*

En Peligro; EN B1ab(iii,iv)

Autores: Felipe Siverio y César-Javier Palacios

La Lechuza Común está representada por una subespecie endémica en las islas e islotes orientales de Canarias. Aunque se desconoce el tamaño de su población, la pequeña y fragmentada área de distribución que ocupa (menor de 5.000 km²) y su aparente tendencia negativa -inferida ante la gravedad de las amenazas potenciales detectadas: abandono de la agricultura, venenos, mortandad en carreteras y destrucción del hábitat, entre otras- hace que tenga un riesgo elevado de extinción. Son necesarios estudios urgentes para conocer su situación actual que tal vez desemboquen en una categoría mayor de amenaza.

DISTRIBUCIÓN

Subespecie restringida a las islas e islotes orientales de Canarias, cuya distribución en el pasado también comprendía otras islas del archipiélago como La Gomera y Gran Canaria, en las cuales se ha hallado material subfósil (Alcover & Florit, 1989; Jaume *et al.*, 1993).

Considerada una especie cosmopolita, presenta una distribución muy amplia entre las latitudes 40 °N y 40 °S, extendiéndose por casi todas las regiones tropicales, subtropicales y templadas, aunque por lo general evita los desiertos y las masas forestales densas (Bunn *et al.*, 1982; Mikkola, 1983). Tan dilatado rango ha propiciado la aparición de numerosas subespecies (35-36), muchas de éstas exclusivas de islas oceánicas, tal es el caso de *T. a. schmitzi* (Madeira), *T. a. detorta* (Cabo Verde) y la que nos ocupa, en el Paleártico occidental (Cramp, 1985; Taylor, 1994). Además, en el territorio español también está la subespecie nominal, la cual se distribuye por las Canarias centro-occidentales (Gran Canaria, Tenerife, La Gomera, El Hierro y probablemente La Palma (Siverio *et al.*, 1999)), Baleares y la España peninsular donde, según Zuberogoitia & Campos (1999), se hibrida con *T. a. guttata* en el norte. A falta de un estudio genético preciso, está aún por aclarar la posibilidad de que puedan convivir dos poblaciones subespecíficas de *T. alba* en las islas e islotes orientales de Canarias, así como la diferenciación de la población presente en las islas centro-occidentales con la continental.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Las diversas estimas hechas en Lanzarote (Concepción, 1992 y 2000b), mostrando una trayectoria regresiva del número de efectivos, deberían tomarse como orientativas de lo que está ocurriendo realmente. Aunque parezca fácil establecer el estatus numérico en los islotes (p. ej. Alegranza y La Graciosa), la realidad es que podría pasar inadvertida en las zonas más abruptas (acantilados y campos de lava-malpaíses), más aún si no se llevan a cabo de manera sistemática prospecciones diurnas complementadas con escuchas nocturnas.

Roque del Este. Sólo se conoce la observación de un ave en junio de 1987 que, sin descartar un migrante, pudo proceder de Lanzarote u otros islotes (Delgado *et al.*, 1992) y -considerando la fecha- estar relacionado con la dispersión juvenil.

Alegranza. Una de las primeras referencias se debe a Bannerman (1914), quien observó 2 ejemplares, colectó uno y obtuvo información -probablemente de los lugareños- acerca de la nidificación de 2-3 pp. (Bannerman, 1963). Más recientemente, Delgado *et al.* (1992), sin constatar indicios de reproducción, estiman que la población no supera las 1-2 pp. En la actualidad, es probable que el tamaño sea de 3-4 (Martín & Lorenzo, 2001), números que en principio coinciden con observaciones personales de 2000, año en el que al menos 2 pp. criaron en el interior de La Caldera (véase también Martín *et al.*, 2002), y en otros enclaves hubo individuos mostrando territorialidad. No obstante, si se tiene en cuenta el hallazgo de algunas cavidades-dormidero sugiriendo la estancia de aves no reproductoras, así como lo abrupto del terreno en ciertos sectores potenciales del islote -lo cual dificulta su detección-, es casi seguro que el tamaño real de la población exceda de la última estima.

Montaña Clara. Hasta la fecha no se ha comprobado su reproducción. La presencia de individuos, confirmada mediante la observación de egagrópilas en diferentes años y lugares, puede que no sea constante y estar asociada a las temporadas con mayor disponibilidad de alimento (Delgado *et al.*, 1992). En este sentido, Martín & Lorenzo (2001) apuntan que en los meses estivales "es habitual la presencia de un ejemplar". La escucha de reclamos territoriales, entre el 31 de mayo y 1 de junio de 1998 (D. Trujillo, com. pers.), apoya la posibilidad de cría de una pareja ya considerada por Martín & Lorenzo (2001) y Martín *et al.* (2002).

La Graciosa. Las estimas de tamaño poblacional existentes, 1-2 pp. (Delgado *et al.*, 1992) y unas 3 (Martín & Lorenzo, 2001), están fundamentadas sólo en la detección de posaderos con egagrópilas en varios sectores. Sin haberse podido confirmar la nidificación, las observaciones personales se limitan a una pareja en cortejo en enero de 2001 en Las Agujas, en la parte central de la isla.

Lanzarote. Salvo algunas observaciones muy puntuales (Bannerman, 1914; Nowak, 1987), la ausencia de referencias fue total entre principios y últimos del siglo XX, cuando Hartert (1905b) describió la subespecie *T. a. gracilirostris* y Delgado *et al.* (1992) comunicaron los resultados de un estudio sobre su distribución, respectivamente. Aunque en este último trabajo se registraron 34 contactos, con una amplia repartición espacial, ello no permitió hacer un cálculo estimativo de la población; aún así, se intuyó que era más abundante que en Fuerteventura. De forma casi paralela, Concepción (1992) evalúa la población en 50-100 pp., valores que según el propio autor representaban menos de la

mitad de los efectivos de hacía unos 15 años. Sin embargo, estas estimas son erróneas a juzgar por una revisión posterior de dicho autor (Concepción, 2000b).

Lobos. La escasa información disponible concierne exclusivamente a varios posaderos con egagrópilas, unos vistos en la década de 1980 (Delgado *et al.*, 1992) y otros en fechas más recientes (Martín & Lorenzo, 2001).

Fuerteventura. La colecta de especímenes por J. Polatzek a principios del siglo pasado, tanto en Fuerteventura como en Lanzarote, utilizados para describir la nueva subespecie (Hartert, 1905b), constituye la referencia fehaciente más antigua acerca de su presencia en esta isla. Desde entonces se produce un gran vacío informativo hasta llegar a la década de 1990, en la que Delgado *et al.* (1992) aportan los primeros datos sobre su distribución (19 contactos, de los cuales 9 eran nidos). Además, lejos de poder dilucidar su estatus numérico, concluyen que no es una rapaz común. En la actualidad, la ausencia de estudios hace que su situación sea prácticamente desconocida, si bien se sigue considerando que el número de efectivos no debe ser muy alto (Martín & Lorenzo, 2001). De cualquier manera, en varios de los enclaves ocupados en 1987 (Delgado *et al.*, 1992) se ha verificado tanto la recesión en unos como la continuidad en otros. Una prospección parcial con metodología específica, enmarcada en los trabajos del nuevo Atlas (Martí & Del Moral, 2003) en el verano de 2002, apunta a una población en torno a las 50 pp. cuya distribución -salvo en la península de Jandía donde no hay datos- aparenta ser homogénea en la isla.

Tendencia previsible. En función de lo expuesto, resulta muy complejo prever la tendencia de la población. A pesar de ello, al menos en Lanzarote y Fuerteventura, donde las amenazas potenciales parecen ser preocupantes, es de esperar que los efectivos actuales, cualquiera que sea el número, vayan reduciéndose si estos factores de riesgo no se estudian y corrigen.

ECOLOGÍA

Población aparentemente sedentaria, con probables desplazamientos interinsulares (incluyendo islas e islotes), que además podría estar reclutando ejemplares migrantes de la subespecie típica. Dada la dificultad de distinguir ambas formas en vuelo, todas las aves que se avistan en la zona de distribución de *T. a. gracilirostris* se asignan automáticamente a este taxón canario. Ello podría inducir a errores, sobre todo en islotes donde su presencia resulta esporádica, desconociéndose por la misma razón si existen desplazamientos erráticos a las islas centro-occidentales.

La preferencia de *T. a. gracilirostris* por hábitats naturales o seminaturales, al igual que ocurre con *T. a. alba* en el resto de Canarias (Concepción, 1992; Delgado *et al.*, 1992; Martín & Lorenzo, 2001), contrasta con aquella más antropófila de las aves continentales (Mikkola, 1983). En Lanzarote y Fuerteventura, su distribución espacial está condicionada a la existencia de grandes superficies llanas (jables y llanos terroso-pedregosos, entre otros), las cuales están casi siempre exentas de sitios idóneos para la cría. En estas islas, los requerimientos del hábitat parecen ser similares, usando diversos tipos de cavidades (grietas, pequeños tubos volcánicos, etc.) como nidos y/o dormitorios, situadas en paredes de barrancos, escarpes costeros e interiores, laderas y cráteres de conos volcánicos, jameos, canteras, etc. (Concepción, 2000b; obs. pers.), lugares que a veces están muy próximos a carreteras con bastante tráfico nocturno. Por lo general, la actividad depredato-

ria se desarrolla en ambientes antropizados, siendo *Mus* sp. la especie más capturada, tanto en Lanzarote (Concepción, 1992 y 2000b) como en Fuerteventura (Rando, 1993). Sobre la dieta en Alegranza, *Tarentola angustimentalis* juega un papel importante, superando en biomasa aportada incluso a *Mus* sp., único micromamífero del enclave, en el verano (Delgado, 1993). En dicho islote, el hallazgo de varios *Rattus* sp., en una deposición vieja de egagrópilas (obs. pers.), si bien hace presuponer una población del múrido en el pasado, no excluye movimientos con fines cinegéticos hacia la vecina Lanzarote. Por último, varios análisis de egagrópilas procedentes de Montaña Clara y Alegranza revelan una cierta especialización en la captura de *Hydrobates pelagicus* (Delgado, 1993; Martín *et al.*, 2002, etc.).

AMENAZAS

La carencia de un estudio concreto, en el que se haya efectuado un seguimiento de los factores que podrían afectar a esta especie, impide conocer la incidencia real de todas aquellas amenazas que, pese a existir algunas más o menos documentadas, se conceptúan por el momento como potenciales. La relación de amenazas y factores limitantes expuesta por Concepción (2000b), con algunas adiciones y/o modificaciones, se ha tenido en cuenta en el siguiente resumen.

Mortandad en carreteras. (1?) Es probable que el atropello y/o colisión por vehículo sea una de las causas de mortalidad más importantes en Fuerteventura y Lanzarote. En esta última, según Concepción (2000b), se estima que entre 18 y 36 individuos murieron anualmente en el quinquenio 1982-1986, sobre todo en tramos de carreteras considerados muy críticos (Tías-San Bartolomé, Teguisse-Famara, etc.). El exiguo número de detecciones (3 cadáveres) en las carreteras del norte de Lanzarote a partir de 2000 podría estar relacionado con la baja mortandad actual, consecuencia directa de la regresión poblacional. Durante tres años (1998-2001) se han hallado 7 individuos atropellados en distintas carreteras de Fuerteventura, la mayoría muertos o irrecuperables.

Abandono de la agricultura. (1?) Según Concepción (1992 y 2000b), el fuerte retroceso de la agricultura en Lanzarote, sobre todo en los cultivos de cereales y leguminosas, ha traído consigo la merma de la población de *Mus* sp. y, consecuentemente, la de la rapaz que nos ocupa, por constituir el múrido su principal fuente de alimento. En el caso de Fuerteventura, la superficie agrícola ha quedado reducida en la última década a porcentajes casi anecdóticos (el 0,14%), a lo que se une una prolongada sequía.

Destrucción del hábitat. (2?) La destrucción del hábitat (Martín *et al.*, 1990) mediante roturaciones, extracciones de áridos, construcciones humanas, etc. (Concepción, 2000b; obs. pers.), en consonancia con el acelerado desarrollo turístico de estas islas, podría suponer un serio factor de amenaza.

Venenos. (1?) Aunque se puede intuir, la repercusión que tienen los venenos en las lechuzas canarias es completamente desconocida. En zonas de Lanzarote, en especial aquellas donde la agricultura se ha mantenido, la actual escasez de la especie no sólo podría estar asociada a la disminución de presas (*Mus* sp. y *Crocodyrus canariensis*) por los pesticidas, sino también por envenenamientos secundarios (Concepción, 2000b). Los venenos utilizados en Fuerteventura contra rapaces y córvidos son habitualmente pesticidas agrícolas organofosforados (Aldicarb, Carbamatos, etc.) al alcance de la comunidad rural. La estriocina,

prohibida desde 1984, es todavía empleada, debido, quizás, a la existencia de “stocks” en poder de antiguos alimañeros. El uso indiscriminado de rodenticidas podría tener consecuencias fatales en una población que, *a priori*, aparenta ser reducida. En la actualidad se emplean de forma generalizada los llamados rodenticidas anticoagulantes “de segunda generación”, a base de compuestos como Brodifacoum, entre otros. En una campaña, financiada por el Cabildo Insular de Fuerteventura en el año 2000, se distribuyeron más de 1.500 kg de rodenticidas basados en dicho compuesto (marca Racumin, de Bayer), con el fin de combatir las ratas y ratones en los corrales de ganado. El riesgo que esto supone para las aves -que consumen los müridos envenenados- es bien conocido, no sólo en experimentos de laboratorio sino también en poblaciones silvestres (*v. p. ej.* Merson *et al.*, 1984; Taylor *et al.*, 1989). Sin embargo, resulta muy complicado determinar si la muerte de un ave es producida por este tipo de compuestos, dado que son difícilmente detectables al poco tiempo de morir el animal.

Molestias. (2?) Las actividades deportivas como la escalada y la espeleología, en determinados lugares de Lanzarote (jameos y tubos volcánicos de La Corona, barranco de Tenegüime, costa de Ajaches, etc.), han podido ser la causa de la pérdida de polladas y el abandono definitivo de parejas reproductoras (Concepción, 2000b). Además, en Fuerteventura se han visto claros indicios de expolio de nidos (R. Barone, com. pers.; obs. pers.). Se advierte que la inspección diurna de nidos, sobre todo de aquellos con huevos y/o pollos muy pequeños, podría hacer malograr los mismos, dado que los adultos, una vez espantados, tienden a refugiarse y -aunque haya pasado el peligro- por lo general no retornan hasta el anochecer.

Caza ilegal. (3?) Para Lanzarote, Concepción (2000b) estima la muerte de 10-15 individuos por temporada de caza durante 1985-1990, basándose en encuestas y observaciones personales. Estos valores parecen excesivos dado el hábito nocturno de la rapaz y, sobre todo por el día, las pocas opciones de espantarla fortuitamente. En Fuerteventura se sospecha que la actividad cinegética tenga incidencia, aunque hasta el momento sólo conocemos el dato de una pareja cazada en La Ampuyenta.

Colisión con tendidos eléctricos. (2?) En Fuerteventura (1.660 km²), en un estudio preliminar, se recorrió una pequeña parte del tendido (45,3 km) para comprobar la mortalidad de aves y no aparecieron lechuzas (Lorenzo, 1995). Sin embargo, en un estudio similar efectuado en Lanzarote (846 km²), donde se inspeccionaron 104,5 km, se hallaron 3 individuos muertos por colisión, lo que representó el 1,8% del total de las especies contabilizadas (Lorenzo *et al.*, 1998). Por esa misma causa de muerte, Concepción (2000b) calcula para la última isla unos 10-15 individuos por año, aunque sin especificar la fiabilidad de la estima.

Interacciones con otras especies. (3?) No se conoce ningún caso claro de depredación sobre este endemismo. De los 6 individuos muertos encontrados en Alegranza en los últimos años (A. Martín, com. pers.; obs. pers.), 2 correspondían a pollos, de unos 55 días, picoteados supuestamente por *Corvus corax*. En un nido de *Neophron percnopterus* en Alegranza, y en otro de *Buteo buteo* en Fuerteventura, se han visto los restos de sendos individuos, aunque se sospecha que en ambas ocasiones fueron aportados como carroña.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

A excepción de la publicación de un tríptico divulgativo sobre la “*Coruja (lechuza común), aliada de la Agricultura*”, por la Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Cabildo Insular de Fuerteventura en 1999, y su versión en Internet para la web de la institución majorera, no se ha aplicado ningún tipo de medida de conservación específica.

Respondiendo a una petición de la Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias, se ha diseñado una propuesta de gestión para la isla de Lanzarote (Concepción, 2000b). En principio, este taxón endémico se beneficiaría de las categorías de protección asignadas a varios de los parajes que habita (Red de Espacios Naturales, ZEPA, etc.). También a su consideración como especie “De interés especial” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y como “Vulnerable” en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Realizar un estudio específico en cada una de las islas e islotes, a fin de conocer con exactitud la distribución, el tamaño poblacional y, de forma preliminar, la problemática conservacionista de este taxón, lo que más tarde avalaría las medidas a tomar para garantizar su protección (1).
- Estudio genético para dar validez o rechazar el tradicionalmente aceptado estatus taxonómico, así como para aclarar la posibilidad de dos poblaciones subespecíficas de *T. alba* en las islas e islotes orientales de Canarias (2).
- Desechar las campañas de desratización a base de rodenticidas anticoagulantes “de segunda generación”, para sustituirlas por aquellas con productos de bajo impacto (“primera generación”) (2).
- Cuando se disponga de la información adecuada sobre la distribución, estatus numérico y amenazas en Fuerteventura, además de revisar la situación en Lanzarote y sus islotes, es de esperar que el plan de acción conservacionista esté dirigido a factores de riesgo potencial similares a los detectados en Lanzarote. Por consiguiente, se cree necesario enumerar algunas de las actuaciones a realizar, propuestas por Concepción (2000b), en esta última isla (el orden va en función de las Amenazas):
 - Realizar un estudio sobre los puntos negros de mortandad en carreteras y determinar las medidas para corregir tal impacto.
 - Fomentar e incentivar la agricultura tradicional.
 - Asegurar su protección mediante la declaración de nuevas ZEPA y Áreas de Sensibilidad Ecológica (ASE).
 - Aprobar el Planeamiento de los espacios naturales ya declarados para la especie.
 - Perseguir el uso de venenos y regular el de los plaguicidas en la agricultura.
 - Eliminar las molestias existentes en alguno de sus nidos.
 - Eliminar la caza furtiva y el expolio de sus nidos.

Búho Campestre

Asio flammeus

Casi Amenazado; NT [VU D1]

Autores: Alejandro Onrubia, Fernando Jubete y Jacinto Román

El Búho Campestre parece encontrarse en fase de expansión como reproductor en la península Ibérica desde principios de los noventa, considerándose anteriormente su reproducción como ocasional. Esta expansión parece guardar estrecha relación con la expansión del Topillo Campesino por la meseta norte (años ochenta), roedor que constituye la base de la alimentación de los búhos, los que a su vez, experimentan notables fluctuaciones dependiendo de los ciclos naturales (3-4 años) de proliferación-reducción de las poblaciones de topillos. Coincidiendo con uno de estos episodios de proliferación en 1993-94, se detecta por primera vez la existencia de una población reproductora -estimada en varios cientos de parejas-, principalmente en la meseta norte (con lugares salpicados por otras regiones). Probablemente pasarán todavía algunos años para que se pueda ir perfilando la tendencia de la especie en España y la dimensión de sus fluctuaciones. Por el momento, atendiendo a su pequeño tamaño poblacional, corresponde considerarla como Casi Amenazada, teniendo en cuenta la capacidad colonizadora y gran tamaño de la población en regiones vecinas más norteñas.

DISTRIBUCIÓN

Se reproduce en la mitad septentrional de América del Norte, mitad meridional de América del sur, casi toda Europa y gran parte de Asia, pasando las poblaciones del hemisferio norte el invierno en áreas más meridionales (Marks *et al.*, 1999). En Europa es un ave norteña que mantiene una distribución continua por encima de los 55° N de latitud, con citas de cría esporádicas en prácticamente todos los países europeos meridionales (Cramp, 1985).

España. Invernante habitual, con sus principales áreas de invernada en ambas mesetas (principalmente en la Norte), franja cantábrica, Valle del Ebro y litoral levantino y andaluz (Asensio *et al.*, 1992; Fajardo *et al.*, 1994; Onrubia & Fajardo, 1997). La reproducción ha sido esporádica e irregular hasta principios de los años noventa, con citas de cría segura en el delta del Ebro (Tarragona) y S'Albufera de Alcudia (Mallorca), y posible o probable en puntos de Barcelona, Huelva, La Rioja, La Mancha y Madrid (González & Hiraldo, 1987; Asensio *et al.*, 1992). En el bienio 1993-94 se confirma la reproducción de la especie en un área de aproximadamente 24.000 km², circunscrita básicamente al centro de la meseta norte (Castilla y León) y núcleos menores en La Rioja y Cataluña (Jubete *et al.*, 1996; Onrubia & Jubete, 1998).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Especie caracterizada por sus fuertes fluctuaciones poblacionales y su comportamiento nómádico en respuesta a la disponibilidad de presas, y especialmente a las "explosiones demográficas" de roedores microtininos (Clark, 1975; Mikkola, 1983). La falta de poblaciones reproductoras más o menos estables en áreas mediterráneas se ha intentado explicar por la ausencia de "plagas" de estas especies de pequeños mamíferos (Herrera & Hiraldo, 1976).

Hasta la década de los noventa la reproducción de Búhos Campesinos en la península Ibérica era ocasional. Sin embargo, a partir de la expansión del Topillo Campesino (*Microtus arvalis*) por la meseta norte en los años ochenta (González *et al.*, 1995) y las fluctuaciones que presenta esta especie cada 3-4 años, han propiciado el asentamiento de un número variable de Búhos Campesinos

tres nidificantes (unas 360 pp. en 1994, de las que 316 corresponderían a la meseta norte: Castilla y León y La Rioja y el resto al bajo valle del Ebro) aprovechando los picos de abundancia de estos roedores (Jubete *et al.*, 1996; Onrubia & Jubete, 1998; Gámez *et al.*, 1999; Sanz, 2001).

Esta relación con la densidad de topillos ha motivado la existencia de fuertes oscilaciones en las poblaciones de búhos, alternando años con cría más o menos frecuente y años sin reproducción, incluso variaciones locales en la presencia de la especie entre distintas zonas (Jubete *et al.*, 1996).

Como invernante es común (varios miles de individuos), aunque fluctuante en número, con irrupciones temporales relacionadas con la disponibilidad de alimento (Delibes *et al.*, 1991).

Castilla y León y La Rioja. La población palentina (1993-94) se estimó en unas 50-200 pp. (Jubete, 1997). En la provincia de Burgos sólo se ha confirmado la presencia estival y nidificación en 1993 (la población se estimó en 0-3 pp.: Román, 1996). En la Reserva de Villafáfila (Zamora), donde se la consideraba como especie invernal ocasional hasta principios de los noventa, pasa a confirmarse la reproducción de varias parejas en 1994 (coincidiendo también con la proliferación del Topillo Campesino) (Palacios Alberti & Rodríguez Alonso, 1999).

Aragón. Sin datos precisos, probablemente "parejas aisladas" (Sampietro, 1998). En Huesca hay dos citas que indican su nidificación probable, una de 1981 y otra de 1995, por lo que se la considera "irregular" (Woutersen & Platteeuw, 1998).

Cataluña. Se ha señalado como reproductor ocasional, con tres parejas en el año 1994 (J. Estrada/ICO, *in litt.*).

Madrid. Se confirmó por primera vez como reproductor en 1983 (al norte de la Capital) (Hernández Segovia, 1986); en 1998 se obtiene otra cita de reproducción, cerca de un carrizal próximo a Aranjuez (Casado & Yáñez, 1999).

Castilla-La Mancha. Se confirma su reproducción en Ciudad Real en 1997, con un total de siete nidos entre las localidades de Alcubillas, Montiel y Villanueva de los Infantes; en cualquier caso es una especie escasa y de presencia reciente (CAMA-Castilla La Mancha, 2002). Se confirma también la reproducción (una pareja) en Ajofrín (Toledo), en junio de 1998 (Sanz *et al.*, 1998).

Navarra. Una cita de cría (Gurelor, 1999).

ECOLOGÍA

Especie de zonas abiertas y despejadas, ligada a campos de cultivo, pastizales brezales, tojales, marismas o bosques jóvenes (Cramp, 1985). Como reproductor en España muestra preferencias por terrenos agrícolas, especialmente cultivos de cereal, rastros y barbechos, alternando en ocasiones con mosaicos de matorral y bosque, así como vaguadas con pastizales y junqueras, desde el nivel del mar hasta los 900 m de altitud (Jubete *et al.*, 1996; Onrubia & Jubete, 1998). En cuanto a su abundancia, es normalmente escasa, con una densidad media (en 1994) de 1,5 pp./100 km² (Jubete *et al.*, 1996), pero pueden producirse importantes concentraciones locales. Los datos de Villafáfila arrojaron IKA de 0,1-1,5 individuos/km en 1993 (Onrubia & Fajardo, 1997).

La reproducción de la especie está condicionada por la disponibilidad de presas y por la presencia de espacios abiertos (Clark, 1975; Glutz & Bauer, 1980). Monógama, el tamaño del territorio puede oscilar entre 6-10 ha, aunque muy variable según la densidad de presas (Cramp, 1985; Glue & Korpimäki, 1997). La época de reproducción comienza a mediados de abril y se prolonga hasta finales de agosto (Cramp, 1985), aunque se han encontrado parejas criando en España desde el mes de enero (Onrubia & Jubete, 1998). Construyen los nidos en el suelo donde realizan una puesta de 4-8 huevos (variable según años). El periodo de incubación dura de 24 a 29 días y los pollos son capaces de volar a los 35 días y de reproducirse al año de edad (Cramp, 1985). Fuera del periodo reproductor puede observarse en solitario o en pequeños grupos, formando en ocasiones dormideros comunales (Cramp, 1985).

La dieta incluye mamíferos de pequeño tamaño, aves, y menos frecuentemente invertebrados, reptiles y peces, si bien se considera un predador especializado en la captura y consumo de roedores, principalmente microtinos (Mikkola, 1983; Cramp, 1985). Los análisis de alimentación realizados en España tanto en el periodo reproductor (Román, 1995) como el invernante (González *et al.*, 1980; Jiménez *et al.*, 1989; Delibes *et al.*, 1991; Calvo, 1998), señalan un elevado consumo de micromamíferos, si bien en periodos coincidentes con “plagas” de topillos, éstos pasan a ser la presa principal, acumulando más del 80% de la biomasa consumida por los Búhos Campestres.

Migrante presahariano de comportamiento muy errático en todas las estaciones. La cantidad de individuos migrantes varía según los inviernos, mientras que la densidad poblacional de las áreas de cría fluctúa regionalmente de año en año acorde con las variaciones en la abundancia de presas (Cramp, 1985). Sólo un pequeño número de aves cruza el Sahara hasta África tropical (Cramp, 1985).

AMENAZAS

Como principales factores de amenaza se han señalado:

Intensificación agrícola. (2-1) Provoca alteración del área de invernada (Fajardo & Babiloni, 1996). También se ha señalado que el 50% de los “nidos encontrados” (en 1993 en la provincia de Palencia), sufrieron accidentes con cosechadoras y empacadoras (Jubete, 1997). Este mismo autor ha señalado que entre febrero y abril de 1994, las quemadas de rastrojos en un lugar de concentración de la especie en la provincia, fue responsable de pérdida de nidadas. Se desconoce el impacto de los rodenticidas en la especie, aunque probablemente se trate de un factor negativo importante dados los requerimientos tróficos que muestra.

Mortandad no natural. (2) Principalmente invernante, motivada en más de un 80% de los casos (n = 205) por causas humanas, principalmente caza ilegal, facilitada, según señala Jubete (1997) por “su costumbre de descansar en invierno en barbechos y cunetas”, hace que sean frecuentemente blanco de “cazadores desaprensivos”, seguida de atropellos y accidentes con tendidos (Fajardo *et al.*, 1994).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se han realizado medidas específicas, más allá de la catalogación regional en alguna CC.AA. (p. ej., País Vasco: “rara”, donde existe un borrador de Plan de Gestión (Sagüés *et al.*, 2002).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Aplicación de medidas agroambientales en las principales zonas de reproducción e invernada de la especie, especialmente las relativas a mantenimiento de barbechos, eriales y ribazos, fechas de cosechado y recogida de la paja, y el control de pesticidas y fitosanitarios, muy especialmente de rodenticidas (3-2).
- Reducir la mortalidad por disparos o trameos a través de campañas específicas de formación y sensibilización del colectivo de cazadores (3).
- Reducir la mortalidad por atropello, limitando la velocidad en áreas con invernada o reproducción de la especie y mediante campañas educativas de los conductores (4).
- Adecuación de tendidos eléctricos en zonas de mayor densidad de Búhos Campestres, aplicando medidas tendientes a mitigar la accidentalidad por electrocución (diseño de postes, aislamiento de apoyos) y colisión (visualización de conductores) (4).
- Dada la estrecha relación que muestra esta especie durante el invierno con determinadas zonas húmedas, se recomienda dotar de algún régimen de protección los principales humedales donde invernada (Blanco & González, 1992) (4).

Mochuelo Boreal *Aegolius funereus*

Casi Amenazado; NT [VU D1]

Autores: Raimon Mariné, Luis Lorente, Jordi Dalmau y Ángel Bonada

De distribución pirenaica (en bosques subalpinos de coníferas a partir de los 800 msnm, aunque más frecuente entre 1.700-2.300 m), su población en los tres países del Pirineo debe rondar las 500-600 parejas. La evolución de los efectivos en la vertiente sur no es bien conocida, teniendo en cuenta que la mayor parte de la información se genera a finales de la década de los noventa. En 2002, se estima que existen unos 142 territorios (el 87% en Cataluña y el resto entre Huesca y Navarra). La baja densidad de cavidades para la reproducción (nidos viejos de pícidos) es un factor limitante, de ahí la importancia de un manejo forestal adecuado que favorezca la permanencia de suficientes árboles viejos. El elevado índice de ocupación de cajas nido (en lugares donde éstas han sido colocadas) demuestra que la disponibilidad de orificios para la reproducción es un factor limitante. Es necesario aclarar la situación de la especie en Aragón y Navarra. Su pequeña población justifica que se califique como Casi Amenazado (una vez disminuido un nivel la categoría de amenaza).

DISTRIBUCIÓN

Ampliamente distribuido por la franja de bosques boreales del hemisferio norte (Cramp, 1984; Mikkola, 1983). En Europa se distribuye también de forma heterogénea por diversos macizos montañosos forestales y el extremo meridional de su distribución se localiza en la península Ibérica, Grecia y Turquía (Hagemeyer & Blair, 1997; Díaz *et al.*, 1999). Se trata de una especie difícil de detectar, puesto que habita generalmente por encima de los 1.700-1.800 msnm (excepto en el Val d'Aran, en donde se ha localizado a partir de 800 msnm; Mariné *et al.*, 2002) y emite su canto territorial durante los meses de invierno y principios de primavera (por ejemplo, Mikkola 1983). Tal vez por esto no fue citada oficialmente en el Pirineo francés hasta el año 1963 (Van der Vloet, 1964) y en la vertiente española hasta el año 1984 (Alamany, 1989), aunque ya aparecía en la bibliografía de aves ibéricas (Bernis, 1966a). No obstante, en ningún caso podemos hablar de colonización reciente, habida cuenta de que, al margen del registro fósil (Prodon *et al.*, 1990; Pailhaugue, 1995), existen algunas referencias históricas de la presencia del Mochuelo Boreal en el Pirineo. En concreto, parece ser que en Cataluña era conocida como "óliba calçada" (lechuza calzada) a finales del siglo XIX (Bleach, 1892) ¹.

La distribución actual del Mochuelo Boreal en la península Ibérica abarca el Pirineo axial y el Prepirineo, aunque no hay que descartar posibles poblaciones en la cordillera Cantábrica, donde no parece que se haya realizado prospección específica de la especie. Hasta el momento, se ha citado en las provincias de Barcelona, Girona, Lleida, Huesca (la mayor parte de la población se encuentra en los valles orientales, con una localidad en el valle de Hecho (Pirineo occidental) (Lorente & Báguena en Prodon *et al.*, 1990) y en Navarra. Se encuentra bien representada en el Principado de Andorra.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Las estimas de la población europea en su conjunto son muy poco precisas, situándose entre las 50.000-180.000 pp. (BirdLife International/European Bird Census Council, 2000). Las estimas en los Pirineos pueden oscilar aproximadamente entre unas 500-

600 pp. (cifras combinadas para Andorra, Francia y España: este trabajo; Mariné & Dalmau, 2000 a, b; Prodon *et al.*, 1990).

En Francia, la especie no ha sido calificada en ninguna categoría de amenaza para el libro rojo nacional, englobándose entre las especies que requieren un seguimiento de sus poblaciones, ya que en el conjunto del país (la población pirenaica supone aproximadamente un 20% del total), parece además estar experimentado un aumento posiblemente mayor del 20% en las últimas décadas (Joveniaux, 1999).

España. La falta de información es una constante en el intento de establecer las tendencias en la evolución de la población del Mochuelo Boreal en la vertiente sur pirenaica. Desde principios de la década de los ochenta hasta el año 1990 las prospecciones sobre su presencia son más bien escasas (Alamany, 1988, 1989; Prodon *et al.*, 1990) y auguran unas estimaciones poblacionales para todo el Pirineo que se han mostrado actualmente como poco realistas. A partir de finales de los noventa, las prospecciones se intensifican y el número de territorios conocidos en España se dispara. Este hecho no puede ser considerado, sin embargo, como una tendencia al incremento poblacional ni como un efecto de colonización por parte de la especie en el Pirineo, tal como se apunta en diversas publicaciones poco fundamentadas. Se trata más bien de una intensificación de la prospección y de un mayor conocimiento de la especie por parte de los ornitólogos que trabajan en el Pirineo. La prospección específica del Mochuelo Boreal en Cataluña ha sido muy intensa en los últimos cinco años y, a pesar de que quedan zonas potencialmente favorables sin prospectar, el número de nuevos territorios localizados se ha reducido mucho en los últimos dos años (Mariné *et al.*, 2002). Esto parece indicar que su tamaño poblacional en Cataluña no es muy superior a los 123 territorios ².

En Aragón (Pirineo oscense) se conocían siete localidades en 1998 y se estimó una población de una decena de territorios (Lorente *et al.*, 1998). En 2002 se estima que el número total de territorios es de 14. En Navarra la intensidad de las búsquedas no ha sido la misma, aunque la disponibilidad de hábitat favorable no parece tan grande como en Cataluña y Aragón donde solamente se ha encontrado en el pinar de pino negro de Larra. En Navarra se estimó que la población no supera las cinco parejas (Astrain & Etxeberria, 1992).

ECOLOGÍA

En la vertiente sur del Pirineo, el Mochuelo Boreal ocupa, por norma general, bosques de coníferas, entre los 1.700 y los 2.300 m (Joveniaux & Durand, 1987; Dejaifve *et al.*, 1990; Dalmau *et al.*, 2001). En las zonas de influencia atlántica (por ejemplo en la comarca de Val d'Aran, Lleida y en la vertiente francesa) puede encontrarse a menor altitud, en bosques caducifolios o mixtos, a partir de unos 800 msnm, aunque la mayor parte de los territorios se ubican en el dominio de los bosques subalpinos (Dejaifve *et al.*, 1990; Mariné & Dalmau, 2000; Mariné *et al.*, 2002). El grueso de la población catalana y andorrana se localiza en bosques de pino negro *Pinus uncinata* (94%), mientras que un (4%) ocupa bosques de pino albar *Pinus sylvestris* y un (2%) se encuentra en masas mono-específicas de abeto *Abies alba* (Mariné & Dalmau, 2001). En Aragón la tendencia parece similar, al localizarse fundamentalmente la especie en los bosques de pino negro (Lorente *et al.*, 1998).

En Navarra las pocas referencias existentes tienen lugar en bosques de pino negro (Astrain & Etxeberria, 1992). No obstante, podría hallarse más asociada a hayedo-abetales, al ser una zona de clima de influencia atlántico, del mismo modo que ocurre en la comarca catalana de la Val d'Aran. En este caso, su distribución coincidiría más con la del Picamaderos Negro, que evita los bosques situados a mayor altitud, debido a las condiciones extremas que determinan una morfología de los árboles menos adecuada para ser aprovechados como árboles-nido por los pícidos de mayor talla corporal (Martínez-Vidal, 2002).

Los machos de Mochuelo Boreal permanecen todo el año en el mismo sector del bosque y mantienen un mismo territorio toda su vida, mientras que las hembras cambian cada año de territorio, en función de la capacidad de cada macho para proporcionarles alimento (Cramp, 1983; Korpimäki, 1981). Por tanto, la población de hembras es flotante. Este hecho parece producirse también en las poblaciones pirenaicas de la especie, ya que ningún caso se ha localizado a la misma hembra reproducirse con el mismo macho en dos años distintos (Dalmau *et al.*, 2001; Mariné & Dalmau, 2001).

El tamaño de la puesta oscila entre los tres y los siete huevos (Cramp, 1983), siendo la moda en el Pirineo de cinco huevos ($n = 25$; Mariné & Dalmau, 2001). Los nidos se localizan generalmente en agujeros de pícidos, sobre todo de Picamaderos Negro, aunque también ocupan cavidades horadadas por el Pico Picapinos y Pito Real (Dalmau *et al.*, 2001; Mariné & Dalmau, 2000). El tamaño de la puesta y el éxito reproductor parecen estar influenciados por las dimensiones de las cavidades. Así, el éxito reproductor acostumbra a ser mayor en las cavidades de Picamaderos Negro que en las de otras especies de talla inferior (Korpimäki, 1987; Mariné & Dalmau, 2001). Este efecto es aún más acusado en el caso de las cajas nido. En este sentido, hay que destacar la querencia de la especie por las cajas nido, producto de la escasez de cavidades en los bosques del Pirineo (Alamany, 1989; Dalmau *et al.*, 2001). Las dimensiones de la cavidad determinan las interacciones de competencia entre los pollos, así como el efecto despensa (es decir, determinan el número de presas que el macho aporta al nido para ser aprovechadas a medio plazo; Korpimäki, 1987).

AMENAZAS

Uno de los principales problemas tiene que ver con el desconocimiento de la presencia de esta especie hasta tiempos muy recientes.

Ello ha determinado muy probablemente la falta de planificación de los aprovechamientos forestales en función de la presencia del Mochuelo, con la consiguiente tala de árboles con cavidades, esenciales para su reproducción. En este sentido, cabe destacar la importancia de la intensidad de prospección de esta especie en los últimos años, aunque ésta sigue siendo insuficiente en algunas comunidades autónomas.

La baja densidad de cavidades es un factor primordial de cara a la conservación de la especie en el Pirineo. El Mochuelo Boreal acostumbra a ocupar una cavidad distinta cada año, para evitar la depredación, sobre todo por parte de la marta y la garduña (Korpimäki, 1981; Sonerud, 1985). La ocupación de una misma cavidad en años consecutivos incrementa el riesgo de depredación, generalmente de los pollos y rara vez de los adultos (Sonerud, 1985). La tasa de depredación en Cataluña (la población mejor estudiada en el ámbito español) es muy elevada, rondando en ocasiones el 70% (Mariné & Dalmau, 2001; Dalmau *et al.*, 2001).

Otra amenaza palpable está relacionada con el hecho de que la especie se encuentra en España en el extremo meridional de su distribución paleártica. El Mochuelo Boreal está adaptado a un clima extremo, razón por la cual padece un cierto estrés fisiológico asociado a las altas temperaturas estivales (Hayward *et al.*, 1993). Esta querencia por los ambientes más fríos provoca que, en la vertiente sur del Pirineo, se asocie a los bosques situados a mayor altitud, donde las pendientes pronunciadas y la abundante innivación invernal no favorecen estructuras de porte arbóreo seleccionadas por el Picamaderos Negro para construir sus nidos. Por tanto, las cavidades más abundantes en el dominio de distribución de la especie corresponden a especies de pícidos de menor talla. Las reducidas dimensiones de estas cavidades parecen tener repercusiones negativas en la productividad de la especie (Dalmau *et al.*, 2001).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Una de las medidas de conservación más efectivas que se está llevando a cabo en Cataluña es el control directo de los aprovechamientos forestales en los territorios ocupados por el Mochuelo Boreal. Esta medida se aplica de común acuerdo entre los técnicos de fauna y los ingenieros forestales que, en el momento de marcar los árboles para su posterior tala, señalan los árboles que deben mantenerse intactos (generalmente, árboles con cavidades, pies secos con porte idóneo para los pícidos, tocones, etc.; Mariné & Dalmau, 2000). En todos los casos en los que se han aplicado estas medidas los resultados han sido óptimos, con el mantenimiento de los territorios y la reproducción exitosa en los años posteriores a los aprovechamientos.

Por otro lado, se ha procedido a la instalación de cajas-nido para Mochuelo Boreal en aquellos territorios ocupados por la especie en los que la densidad de cavidades es baja. La ocupación exitosa de las cajas-nido (Mariné *et al.*, 2002) demuestra la importancia de este tipo de medidas para la conservación de la especie en el Pirineo. La elevada tasa de depredación que padece la especie se combate mediante la instalación de protecciones metálicas en las cajas-nido ocupadas. En los valles de Huesca donde está presente han instalado cajas-nido (Woutersen & Platteeuw, 1998).

Finalmente, el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya concede, desde el año 2001, subvenciones compensatorias a aquellos propietarios forestales (particulares o ayun-

tamientos) cuyas fincas contienen algún territorio de Mochuelo Boreal.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

La medida de conservación más urgente en Aragón y Navarra consiste en el incremento de la prospección de territorios de Mochuelo Boreal y la aplicación de medidas correctoras de los aprovechamientos forestales. La instalación de cajas-nido se ha mostrado como un elemento clave de cara a incrementar la productividad de la especie en todo el Pirineo. En la península Escandinava, más del 90% de los nidos de esta especie se localizan en cajas-nido. En este sentido, hay que destacar la importan-

cia de instalar los nidos artificiales en territorios ya ocupados por la especie, con el objetivo de no fijar nuevos territorios en zonas subóptimas.

Notas: ¹ Existen también diversas observaciones de contrabandistas que, hacia los años cincuenta, ya conocían el canto territorial de la especie, puesto que lo escuchaban en sus habituales desplazamientos invernales a través de la frontera hispano-andorrana. ² Cada territorio representa la presencia de un macho (y no de una pareja o unidad reproductora); en las poblaciones nórdicas el número de hembras es menor que el de machos (Korpimäki, 1981) y, en el Pirineo, la desigualdad entre el número de machos y hembras podría ser similar, ya que numerosos machos parecen no reproducirse cada año (Mariné & Dalmau, 2001).

Vencejo Cafre

Apus caffer

Vulnerable; VU [EN D]

Autor: Fernando Barrios Partida

El Vencejo Cafre es una especie principalmente africana que ha colonizado Europa (solamente sur de la península Ibérica) desde mediados de la década de los años sesenta, habiendo desde entonces seguido una expansión muy lenta que solamente alcanza áreas localizadas de Andalucía (principalmente Cádiz y Córdoba) y, de forma muy puntual, otras provincias andaluzas, Extremadura, Ciudad Real y Toledo. La población total española no debe superar probablemente más allá de las 100-150 pp. (quizás con c.80% en Cádiz y Córdoba). Aunque no se descarta que continúe una lenta expansión en dirección sur-norte, es posible que la especie no encuentra suficiente disponibilidad de nidos vacíos de la Golondrina Dáurica, sin que se descarte la existencia de otros factores limitantes desconocidos. Teniendo en cuenta que ya se ha demostrado la capacidad colonizadora modesta de la especie en Marruecos y península Ibérica, corresponde disminuir un nivel el riesgo de extinción, calificándola por ello como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

Especie monotípica ¹ de distribución afropaleártica. En África Tropical: Senegambia, Liberia, Costa de Marfil, Alto Volta, Nigeria, República del Chad, República Centro Africana, Etiopía y Somalia; en África Austral: desde Tanzania a Sudáfrica, Angola y sur de Gabón. En el norte de África al sur de Marruecos y en Europa en el sur de España y este de Portugal (Del Hoyo, *et al.*, 1999).

España. Los núcleos más importantes de cría que se conocen están localizados en las proximidades del estrecho de Gibraltar. Se ha comprobado su reproducción en Andalucía (Huelva, Cádiz, Sevilla, Córdoba, Jaén y Málaga), Extremadura, sur de Ciudad Real y Toledo. Su presencia ha sido detectada, además de en todas las provincias andaluzas, en Ceuta, delta del río Llobregat (Barcelona) y La Gomera (islas Canarias: Lorenzo, 1993b). Aunque por el momento sin indicios de reproducción.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

En 1964 fue localizado por primera vez para el Paleártico, en las proximidades del estrecho de Gibraltar (Brudenell-Bruce, 1964), confirmándose su reproducción (Allen & Brudenell-Bruce, 1967; del Junco & González, 1967).

Para la provincia de Cádiz, las primeras estimas señalan unas 30 pp. (Parody, 1987; Finlayson, 1992) no habiendo cambiado la estima sustancialmente en la actualidad: 35-45 pp. (obs. pers). Las mayores densidades se dan en un radio de 30 km alrededor del Campo de Gibraltar (Palomino, 2001). También se reproduce en la sierra de Aljibe y la serranía de Grazalema (Ceballos & Guimerá, 1992). La segunda provincia en importancia para la especie es Córdoba con un mínimo de 14 pp. (en una zona donde algunos nidos están relativamente próximos). En otras provincias donde se ha comprobado su reproducción no llegan a las tres parejas reproductoras.

La mayor concentración conocida es de nueve nidos en un radio de tres km, en el Campo de Gibraltar, donde se ha hecho seguimiento a lo largo de siete años consecutivos, sin que ésta tendencia pueda ser extrapolable al resto de las áreas conocidas de reproducción (por diferencias de orografía, etc.).

En Extremadura se ha comprobado su reproducción en una decena de localidades (Rodríguez *et al.*, 1990; Prieta, 2003). La localidad con mayor número de citas es Monfragüe (hasta cinco individuos juntos: Clark, 1989), donde su reproducción ha sido recientemente confirmada (Prieta *et al.*, 2000; Prieta, 2003). Existe un incremento del número de localidades de cría (con muy pocas parejas cada una) en Extremadura, sin que se pueda aclarar por el momento si éste se debe a una mayor prospección o a una verdadera expansión, que en cualquier caso sería moderada (J. Prieta,

com. pers.). Se estima que el número total de parejas quizás no supera las 15-30 pp. (Prieta, 2003).

Las provincias de Ciudad Real (Sierra Madrona) (desde 1990) y recientemente en el sur de Toledo cuentan con una población “escasa y localizada” (CAMA-Castilla La Mancha, 2002).

La tendencia colonizadora del Vencejo Cafre es muy lenta, sin haber expandido su área en casi dos décadas (exceptuando las muy localizadas parejas en Extremadura, Ciudad Real y Toledo) que se mantiene en Andalucía centro-sur y, en menor medida en la región occidental de esta CA. Aunque es difícil de detectar su presencia, el incremento notable de observadores en España debería haber detectado nuevas localidades en caso de haberse dado una expansión. Existen indicios, sin embargo, de que puede estar ocurriendo una colonización muy lenta por el centro de Iberia en dirección sur norte (ver mapa en Martí & Del Moral, 2003).

ECOLOGÍA

Estival, arriba a Iberia en abril, aunque el grueso de migrantes llega en mayo. En agosto se produce una primera migración post-nupcial (integrada por los jóvenes de la primera nidada), ocurriendo la partida definitiva desde finales de octubre hasta primeros de noviembre (ahora compuesta por los jóvenes de la segunda nidada y adultos).

Nidoparásita a la Golondrina Dáurica (*Hirundo daurica*) y también al Avión Común (*Delichon urbica*) (dos ocasiones conocidas). No sólo expulsa a las golondrinas del nido sino que tira sus huevos e incluso pollos del nido (obs. pers.). Los lugares habituales de cría son los mismos que selecciona la Golondrina Dáurica: cuevas, refugios, aleros, etc. Aunque también se ha observado (en las últimas dos décadas) cierta tendencia, en las Dáuricas, a nidificar en ambientes más humanizados: puentes, túneles, edificios, etc. (obs. pers.; Cramp, 1991). La mayor densidad de población, conocida hasta ahora, es de nueve nidos en un radio de unos 3 km con una distancia mínima entre dos nidos de 25 m (Barrios, 1993, 1994). En Marruecos se encuentra hasta alturas de 2.500 m.

AMENAZAS

Competencia interespecífica. Debido a la escasez de nidos de Golondrina Dáurica, que provoca una fuerte competencia entre parejas, se ha constatado la expulsión e incluso el ataque y muerte de pollos de otras parejas (obs. pers.). En los ambientes próximos a zonas de matorral, la nidificación del Chochín en los nidos de Dáuricas afecta muy negativamente, tanto a golondrinas como a vencejos. Estas aves colmatan los nidos y los dejan inservibles para volver a ser colonizados por otras especies, como Vencejo Cafre y Golondrina Dáurica. Para las golondrinas, construir un nuevo nido supone un esfuerzo añadido a la reproducción y para los vencejos una disminución del número de nidos disponibles. Sólo cuando los vencejos expulsan a las golondrinas estas construyen nuevos nidos. Por tanto, cada año aumentarían los nidos disponibles y los vencejos encontrarían más nidos y, por consiguiente, su expansión sería más rápida.

Otro motivo de disminución de la disponibilidad de nidos se debe a que una avispa de la Familia de los Esfécidos (*Sceliphron spirifex*), construye sus nidos de barro en la entrada de los nidos de Dáuricas, dejándolos también inservibles. De forma adicional, en el Campo de Gibraltar, especies exóticas como las salamanquesas rosadas (*Hemidactylus turcicus*) escogen los nidos de Dáuricas para invernar y como refugio, entrando también en competencia con los vencejos, provocando abandono de nidos.

El Vencejo Cafre es una especie muy sensible a molestias humanas y no duda en abandonar huevos e incluso pollos si son mínimamente molestados.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Manejo. En caso de una comprobación indudable de disminución de parejas reproductoras (información derivada de dos censos exhaustivos), podría recurrirse a la instalación de nidos artificiales, en lugares idóneos (existiendo experiencias favorables en este campo).

Notas:¹ Algunos autores reconocen dos subespecies: *streubelii* y *caffer*, la primera subsahariana y la segunda, sudafricana (Del Hoyo, *et al.*, 1999).

Martín Pescador Común *Alcedo atthis*

Casi Amenazado; NT A2ac

Autor: Rubén Moreno-Opo

La población reproductora de Martín Pescador Común ha sufrido un descenso poblacional acusado, quizás superior al 20% en los últimos 10 años, según parece derivarse de la dispersa e insuficiente información cuantitativa disponible sobre la evolución de sus poblaciones en nuestro país, que de manera generalizada se encuentra en declive. Las causas de este descenso atienden a la importante disminución de la calidad y destrucción del hábitat que emplea. La conservación de los ecosistemas fluviales se presenta como la medida más apropiada para revertir la presente situación. Por todo ello el Martín Pescador Común se califica como Casi Amenazado.

DISTRIBUCIÓN

El Martín Pescador Común aparece distribuido por las regiones Indo-Malaya, Nueva Guinea y todo el Paleártico. La población reproductora en Europa se extiende por la práctica totalidad de países, faltando únicamente en Islandia y algunas islas mediterráneas (Libois 1997).

Se estima una población entre 46.000 y 190.000 pp. siendo relativamente abundante, salvo en las regiones más norteañas (Suecia, Noruega, Finlandia y Países Bálticos). El estatus poblacional de la especie a nivel europeo se considera en regresión, en declive en la mayoría de países salvo en Portugal, Francia, Polonia, donde se mantiene estable, y Rumanía, donde presenta una tendencia al alza (Tucker & Heath, 1994). Dos son las subespecies que se reproducen: *ispida*, en Europa Central y Occidental, y *atthis*, en el arco mediterráneo (Cramp 1985).

En España se reproducen las subespecies *atthis*, restringida al sur y este de la península Ibérica, e *ispida* en el resto (Cramp, 1985), aunque no existen estudios concretos y fiables sobre la distribución real de ambas subespecies en nuestro país. Ocupa principalmente zonas de la mitad oeste, Levante y la Cornisa Cantábrica. Resulta escaso ó muy escaso en amplias zonas del sureste peninsular y La Mancha y se rarifica en zonas de las provincias de Guadalajara, Soria, Zaragoza y Valladolid. Esta distribución aparece íntimamente ligada a la existencia de cauces fluviales con agua permanente y buen estado de conservación. El área de distribución parece mantenerse respecto al atlas precedente (Purroy, 1997).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Se estima una población entre 46.000 y 190.000 pp. siendo relativamente abundante, salvo en las regiones más norteañas (Suecia, Noruega, Finlandia y Países Bálticos). El estatus poblacional de la especie a nivel europeo se considera en regresión, en declive en la mayoría de países salvo en Portugal, Francia, Polonia, donde se mantiene estable, y Rumanía, donde presenta una tendencia al alza (Tucker y Heath, 1994). La población reproductora en España se ha estimado en 7.800-9.500 pp. (Purroy *et. al*, 1997), aunque la situación actual muestra que esta cifra debe ser considerada a la baja, en torno a las 3.600-7.000 pp. No obstante, resulta patente la ausencia de información precisa acerca de tamaños poblacionales en la práctica totalidad de las regiones donde se reproduce, lo que recomienda considerar estas cifras con cautela. En el nuevo Atlas de las Aves de España (Martí & Del Moral, 2003) aparece presente en 1.711 cuadrículas UTM de 10 × 10 km. La población invernal de la especie en nuestro país acoge un importante contingente de aves procedentes del centro de Europa, estimándose en unas 15.000-20.000 aves; existe también un importante paso de individuos durante los meses de septiembre y octubre (Martín y Pérez, 1990).

La tendencia global del Martín Pescador Común en España se considera en declive, a pesar de contar con escasa información numérica precisa y pocos programas de seguimiento de la especie (Blanco y González, 1992).

Norte Peninsular. La información disponible acerca de la tendencia poblacional de Martín Pescador Común resulta desigual para diferentes regiones. En Galicia se constata su regresión (Sociedade Galega de Historia Natural, 1995) aunque sin precisarlo cuantitativamente. Asturias carece de información sobre

población y tendencias; la especie aparece en época reproductora bien distribuida en el suroeste y este de la provincia. En Cantabria sí se ha comprobado el descenso poblacional en tramos de los cauces fluviales de los ríos Saja y Besaya, hasta su casi desaparición en los últimos cinco años (de siete territorios en el río Besaya en los años setenta a ninguno en la actualidad, mientras en el Saja de cinco territorios en 1996 a uno en la actualidad, Fombellida, 2002). En el País Vasco se estima una población de menos de 200 pp., en su conjunto en regresión (Gobierno Vasco, 1998), mientras que en Vizcaya la especie se mantiene estable (Zuberogoitia & Torres, 1998). Navarra cuenta con una población de unas 200-500 pp. (Elósegui, 1985), sin que se haya podido evidenciar su tendencia en la actualidad, aunque parece existir un paulatino declive (J. I. Deán, Taller Nacional de Libro Rojo, Valsáin).

Levante y Aragón. En Murcia no se ha comprobado la reproducción en los últimos años (Martínez *et al*, 1996), mientras que en la Comunidad Valenciana se carece de información sobre tendencias y efectivos reproductores (Urios *et al*, 1991). En Cataluña se estima una población de entre 200 y 400 pp. (Martí & Del Moral, 2003), mientras que en 1983 se emitieron unas cifras de 200 a 500 pp. (Muntaner, 1983); se ha constatado declive moderado aunque no llega al 30% en los últimos diez años (J. Estrada/ICO, *in litt*). En Aragón se encuentra en apreciable regresión aunque sin contar con el apoyo de cifras de territorios o parejas reproductoras (J. M. Sánchez Sanz, com. pers., Sampietro *et al*, 1991).

Mesetas y Extremadura. En Castilla y León se han estimado 600-800 pp. repartidas por todas las provincias, encontrándose esta población en declive (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). Además, existe información para las provincias de Burgos, Palencia, Zamora, Salamanca, Ávila y Valladolid. Burgos cuenta con 100-150 pp. (Román *et al*, 1996) y Palencia con 20-50 pp. (Jubete, 1997), con tendencia en regresión para ambas provincias. En Valladolid se indica una disminución en los cursos medios de los ríos (A. Balmori, Taller Nacional de Libro Rojo, Valsáin). En Ávila se apunta un mínimo de nueve pp. (San Segundo, 1990), aunque la escasez de datos actuales impide evaluar la situación en la provincia. La tendencia en la provincia de Zamora es estable aún sin contar con información de efectivos reproductores (M. A. García Matellanes, com. pers.). En la provincia de Salamanca ha sufrido una rarefacción en diversos tramos de los ríos de la provincia, como el Águeda, donde se constata un descenso de 1,2 aves/km (Peris & Carnero, 1988) a 0,41 aves/km (Rodríguez, 1993). En Madrid se ha comprobado un descenso acusado en los últimos diez años, se ha reducido su área de distribución respecto al Atlas de Nidificantes de Madrid (SEO, 1994), aún sin conocer tendencias numéricas para el conjunto de la provincia. En Castilla-La Mancha la información sobre poblaciones de la especie es muy escasa, debido en parte a los escasos territorios regentados (salvo en Sierra Morena y Montes de Ciudad Real). Extremadura es la Comunidad Autónoma donde la salud de las poblaciones de Martín Pescador Común es más favorable; aunque se carece también de información precisa sobre resultados de seguimientos de la especie, la tendencia de la especie se considera estable (J. Prieta, Taller Nacional de Libro Rojo, Valsáin).

Andalucía. En toda la Comunidad Autónoma se ha detectado un marcado descenso, siendo catalogado con la categoría de Vulnerable (Martín-Vivaldi, 2001a). En las zonas más orientales de Andalucía (Almería y Granada) la especie resulta muy escasa (Pleguezuelos, 1992) y en el resto de provincias la falta de información es patente, aunque en Sevilla, Málaga y Cádiz se ha cons-

tatado declive poblacional (F. Chiclana, com. pers., Garrido & Alba, 1997).

ECOLOGÍA

El Martín Pescador Común es un especie ligada a masas de agua en cualquier época del año, puesto que es en estos espacios donde explota sus recursos tróficos. Además, el emplazamiento de sus nidos se encuentra principalmente en los márgenes de cauces fluviales (Bruzel & Drüke, 1989). Por ello, la degradación, encauzamiento, contaminación y alteración de márgenes de los ríos ha afectado negativamente a los efectivos reproductores. Estas actuaciones no han cesado en la actualidad y continúan siendo frecuentes en numerosas cuencas hidrográficas de la península Ibérica (Ibero, 1996). El papel de la especie como bioindicador de ecosistemas fluviales se presenta como útil herramienta en la gestión y protección de estos hábitats; no obstante, ejerce una selección casi exclusiva sobre la disponibilidad de peces con los que alimentarse y taludes sobre los que excavar sus nidos, tolerando niveles moderados de contaminación de las aguas (Rodríguez, 1993). Prefiere aguas tranquilas, poco profundas y de escasa turbidez, con vegetación de ribera, a altitudes medias-bajas y alejadas de la presión humana (Rodríguez, 1993; Cramp, 1985; Marchant & Hyde, 1980).

Durante el invierno se detecta en masas de agua con características diversas, aunque necesariamente albergan suficientes recursos con los que satisfacer su dieta ictiófaga. La selección de hábitat en esta época se hace menos exclusiva y puede encontrarse en ambientes más degradados (embalses, estuarios, puertos marítimos, lagunas, marismas, etc.: Tucker & Heath, 1996; Moreno-Opo, 2002).

AMENAZAS

- Pérdida de hábitat de reproducción por modificación y alteración de los ecosistemas fluviales: dragados y canalizaciones, construcción de infraestructuras como embalses y presas, modificaciones diversas de cauces, destrucción de la vegetación de ribera, extracción de áridos (1).
- Contaminación de las aguas, principalmente procedentes de vertidos industriales (2).
- Explotación de recursos hídricos que disminuyen el caudal de ríos y otras masas de agua, para agricultura e industria (2).
- Excesiva presión humana sobre ambientes acuáticos (pesca, recreo, etc.) (2).
- Introducción de peces alóctonos (lucio, lucioperca, siluro, perca, etc.) competidores por peces presa de pequeño tamaño (4).
- Por otro lado, la aprobación del PHN y las numerosas obras previstas (en conjunto pueden afectar negativamente a la conservación de los ecosistemas fluviales) (?).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En los últimos años se han llevado a cabo medidas de actuación encaminadas a la protección y adecuación de los ecosiste-

mas de riberas fluviales, que han permitido una ralentización del ritmo de deterioro de estos ambientes y, por consiguiente, del hábitat empleado por el Martín Pescador Común. Así, muchas zonas importantes para ésta y otras especies ligadas a las riberas han sido incluidas dentro de Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) de la Directiva Aves y como lugares de interés comunitario (LIC) que pasarán a formar parte de la red de espacios protegidos de la Unión Europea (Red Natura 2000), de acuerdo con lo dispuesto por la Directiva de Hábitats. El número de espacios fluviales protegidos declarado por las diferentes CC.AA. sigue en aumento (en 1996 era de 46 sobre un total de 271 espacios y más de 50.000 ha. protegidas, FPNNE, 1995) y ciertas leyes autonómicas prevén la designación de diferentes figuras de protección para las riberas, aunque la declaración de estos espacios protegidos en muchos casos es bastante lenta. Destaca la dotación legislativa con la que cuenta nuestro país en materia de protección de ecosistemas fluviales y que regula las actuaciones a realizar en los cauces de todas las cuencas fluviales: la Ley de Aguas 29/1985 y el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (BOE 30-4-86, que supeditan en su normativa todas las actividades y acciones sobre el medio a la conservación de la calidad del agua y el entorno en general). Resulta de gran importancia el surgimiento de plataformas y coordinadoras sociales dedicadas a la conservación de las riberas fluviales y vigilancia de la aplicación de la legislación vigente (AEMS y Plataforma Ríos Vivos).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Realización de estudios de campo detallados para conocer el estado de conservación de las riberas fluviales en las diferentes cuencas. Estudio y evaluación de la repercusión ambiental de las actividades públicas y privadas en las diferentes zonas húmedas (2).
- Seguimiento detallado de poblaciones de Martín Pescador Común representativas en diferentes cuencas hidrográficas, con una metodología adecuada y comparable, para conocer la tendencia poblacional a medio y largo plazo (2).
- Protección de cauces, márgenes y riberas fluviales de manera coordinada entre CC.AA. y Organismos de Cuenca. Aplicación y ejecución de la actual legislación (Ley de Aguas, Reglamento de Dominio Público Hidráulico, otras leyes estatales, Directiva Hábitats y Normativa Autonómica). En este sentido es muy conveniente detener el proceso de artificialización de cauces que actualmente está en marcha, incluidos algunos planes de restauración de riberas y de construcción de presas y canales llevados a cabo por diferentes administraciones (1).
- Incentivación de una política de reforestación adecuada en las riberas fluviales (2).
- Control y establecimiento de caudales ecológicos mínimos según las características fluviales de cada cuenca (3).
- Control de actividades humanas en las zonas húmedas, como áreas de recreo, pesca y suelta de especies de peces alóctonos y diferentes agresiones ambientales (3).

Carraca Europea *Coracias garrulus*

Vulnerable; VU C1

Autores: Jesús M. Avilés y Anna Folch

La población reproductora de Carraca Europea en España es inferior a los 10.000 individuos. Además, se han detectado declives superiores al 10% de los individuos maduros en la mayoría de las poblaciones reproductoras estudiadas de la especie. La mayoría de los núcleos principales parecen estar amenazados por factores adversos de importancia, sobre todo destrucción del hábitat. Por todo ello la Carraca Europea se califica como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

La Carraca Europea se distribuye como reproductor por el Paleártico, desde el norte de Marruecos hasta el oeste del Himalaya (Cramp & Simmons 1988). Las principales poblaciones reproductoras corresponden para la subespecie *semenovi* de distribución Paleártico-oriental a Rusia, Turquía y Bulgaria, mientras que la subespecie nominal de distribución occidental presenta en España su mayor población (Samwald & Stumberger, 1997).

España. La Carraca Europea en España se distribuye como reproductora dispersa por la meseta norte, el centro y sur peninsular, la franja mediterránea hasta la frontera con Francia, Aragón y Navarra (Avilés, 1999).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población europea se ha estimado tentativamente entre las 29.000 y las 180.000 pp. (Tucker & Heath, 1994). Dentro de Europa la especie se reproduce en la actualidad en 21 países, cifrándose el tamaño de su población reproductora entre 16.166 y 23.798 pp. (Samwald & Stumberger, 1997). Se han detectado retrocesos poblacionales muy notables en la mayor parte de los países que componen su área de distribución (Austria: Samwald & Samwald, 1989; Polonia: J. Sosnowski, com. pers.), e incluso la desaparición de la especie como reproductora en Finlandia, Eslovenia, la antigua Alemania oriental, Suecia y Dinamarca (Bracko, 1986; Lemmetyinen, 1987; Robel 1991; Samwald & Stumberger, 1997). Únicamente las vecina población francesa y la rumana parecen haber permanecido estables en los últimos 30 años (Samwald & Stumberger, 1997).

España. La población española ha sido estimada en torno a los 6.600 pp. con un margen de error estimado entre 4.000 y 10.000 con una tendencia negativa entre 1970-1990 (Samwald & Stumberger, 1997; Purroy *et al.*, 1997). Sin embargo estas estimas habría que utilizarlas con cautela porque no existe información detallada sobre tamaños poblacionales para casi la totalidad de las regiones españolas donde la especie se reproduce y porque aún se desconocen aspectos básicos de la ecología de la especie que impiden extrapolar la información existente para alguna población al total nacional. En este sentido, resulta difícil establecer un total nacional a partir de la información recopilada para cada región; sin embargo, esta cifra esté posiblemente por debajo de las 10.000 pp. de la estima más optimista ofrecida por Purroy *et al.*, (1997), puesto que la

especie parece seguir rarificándose tras esa fecha en Iberia (Avilés, 1999).

En cuanto a tendencias, la información en Iberia que permite inferir cambios poblacionales regionales es muy escasa para esta especie. La información recogida de atlas y estudios regionales y en base a encuestas con ornitólogos evidencian un proceso acusado de fragmentación de las poblaciones ibéricas (Avilés, 1999). La especie parece haberse rarificado por el centro y el sur peninsular y los escasos estudios locales sobre comunidades de aves la registran como reproductora escasa al norte y al sur del macizo central (San Segundo 1990; Solís, 1987), donde la especie era antaño frecuente (Gil Lletguet, 1945). La información más precisa ha sido obtenida en Cataluña, donde la población ha sido estimada entre las 120 y 150 pp., el 90% de las cuales se halla en en los secanos de Lleida; en los últimos 10 años se ha detectado una cierta fragmentación de su área de distribución y sobre todo su rarificación o desaparición de zonas convertidas al regadío; lo que sugiere que la población catalana estaría amenazada por los actuales proyectos de regadío en Cataluña (Folch, 1996; Folch, obs. pers.).

La continuación natural de dicha población se halla en el Valle del Ebro, en Aragón, donde existe una población reproductora como mínimo de 30 a 40 pp. En las dos últimas décadas se ha detectado en esta región una expansión hacia el oeste y SW, si bien la información recopilada no es suficiente para inferir cambios numéricos (Pelayo & Sampietro, 1998; Woutersen & Plattew, 1998). La Comunidad Valenciana alberga alguna pareja aislada en Castellón, pero es en el sur de Alicante donde se concentra una pequeña población reproductora de menos de 20 pp., que sigue una tendencia negativa (G. López Iborra, com. pers.). Siguiendo el litoral mediterráneo hacia el sur se halla, aparte de algún pequeño núcleo, una población de al menos 130 pp. en el sur de Murcia, aunque no existe información sobre su tendencia (M. A. Núñez, com. pers.). En Navarra se halla una población testimonial de 2-3 pp.

En la provincia de Madrid, Peña (1990) constata que de 1969 a 1984 la especie pasó de 56 pp. a desaparecer como reproductora en el valle del Alberche; sin embargo no se cuenta con información sobre tendencias para el resto de la región. En Extremadura, los llanos de Cáceres, Trujillo y Brozas junto con la comarca pacense de la Serena son las mejores zonas de cría (J. Avilés, datos propios). Asimismo, se ha estimado en la zona centro de Badajoz una población reproductora de 90 pp. (Gragera, 2000). Por otra parte el seguimiento de poblaciones ubicadas sobre nidales artificiales en las comarcas de la Serena y de los Llanos de Cáceres sugieren un leve incremento poblacional, si bien el hecho de que si-

multáneamente no se hayan controlado poblaciones naturales en agujeros hacen que dicha tendencia deba evaluarse con cautela.

En Andalucía la especie “tan sólo es algo abundante en Andalucía Oriental, donde se han obtenido densidades relativas de 0,4 aves/km en espartales del piso mesomediterráneo, y cifras inferiores en otros medios. La población andaluza se puede cifrar en unas 1.500 pp. máximo, en descenso en algunas provincias.” (Pleguezuelos, 2001). En Castilla la Mancha, Castilla y León, no existe información que permita inferir sobre las tendencias de la especie, y en el resto de comunidades peninsulares e insulares españolas la especie se encuentra ausente como reproductora y no existe constatación de una presencia anterior reciente.

ECOLOGÍA

La Carraca Europea cría en zonas esteparias templadas y zonas mediterráneas de Europa caracterizadas por presentar veranos calurosos (Cramp & Simmons, 1985). La especie nidifica en agujeros en árboles en los bosques abiertos de coníferas del centro de Europa (Sosnowski & Chmielewski 1996); en nuestras latitudes se ha comprobado su nidificación en árboles de muy diversa índole, como almendros, chopos e incluso palmeras en la franja mediterránea (Pleguezuelos 1992; Folch, 2000) o en encinas y alcornoques en el centro de la Península (Avilés, obs. pers.). También utiliza agujeros en construcciones humanas aisladas ubicadas en zonas agrícolas, en puentes, en taludes arenosos, etc. Los nidos artificiales son bien aceptados por la especie en zonas con escasos lugares para nidificar naturales. Así la especie ha aumentado sus efectivos anuales en zonas agrícolas y ganaderas desarboladas de Extremadura tras la instalación de cajas-nido en soportes de conducción eléctrica (Avilés & Sánchez, 2000). La especie no demuestra una predilección clara hacia las cajas-nido recién instaladas en relación a cajas ya utilizadas con anterioridad y el éxito reproductor no varía en relación a la ocupación previa de la caja por la especie (Avilés *et al.*, 2000a). Sin embargo, en bosques abiertos de pino en Polonia con abundantes agujeros la especie utiliza escasamente las cajas-nido (Sosnowski & Chmielewski, 1996), lo que sugiere que la disponibilidad de lugares de nidificación es un factor limitante para la especie.

En Cataluña, Aragón y sur de Francia la distribución y abundancia de la Carraca Europea refleja que la especie está relacionada con zonas de baja altitud y clima seco, como paisajes de carácter estepario y pseudoestepario, o áreas con una agricultura y ganadería no intensivas. Dentro de ellas presenta querencia con las de mayor abundancia de eriales y yermos. Por otro lado ha desaparecido en áreas de secano convertidas al regadío (Folch, 1996). En Extremadura la Carraca Europea muestra una preferencia hacia zonas de regadío con predominio de arrozal donde la disponibilidad de odonatos es muy elevada, hacia olivares y dehesas de encinas poco arboladas en torno a sus nidos, y evita zonas sembradas de cereal (Avilés *et al.*, 2000b). Por su parte, barbechos, pastizales naturales y zonas de matorral disperso son elegidas en relación a su disponibilidad en la zona de estudio (Avilés *et al.*, 2000b). Sin embargo, el grado de preferencia de estos hábitats en Extremadura no guarda relación con el éxito reproductor, lo que sugiere que al menos en zonas desarboladas la disponibilidad de lugares

de nidificación podría ser un factor clave en el descenso de las poblaciones de Carraca Europea (Avilés *et al.*, 2000b).

Asimismo, se ha constatado que invertebrados edáficos de mediano y gran tamaño son los elementos más importantes de la dieta de los pollos (Avilés & Parejo, 1997) y de los adultos (Avilés & Parejo, 2002) en Extremadura sugiriendo que cambios en la disponibilidad de estas presas causados por la intervención humana pueden ser determinantes en los retrocesos poblacionales detectados en numerosas localidades.

AMENAZAS

- Pérdida o fragmentación de su hábitat por intensificación de la agricultura
- Implantación de regadíos en zonas esteparias.
- Utilización de pesticidas y plaguicidas que pueden incidir sobre sus presas potenciales y favorecer la acumulación de residuos contaminantes.
- Eliminación de márgenes en los terrenos de cultivo, por intensificación agrícola, que conlleva la pérdida de árboles donde nidificar y también de hábitat para sus especies presa.
- Deforestación con la consiguiente pérdida de agujeros que son sus potenciales lugares de nidificación.
- Derrumbe de construcciones humanas aisladas en los terrenos agrícolas que utilizan para criar.
- Electrocutación y atropellos (Gragera, 1992, 2000).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se conocen, las cajas-nido en Cataluña (dirigidas inicialmente a Cernícalo Primilla) fueron utilizadas de forma muy exitosa por parte de las Carracas Europeas (ocupación desde el primer año de su instalación, en el 1998 (compensando así la progresiva desaparición de agujeros naturales) (A. Folch). Esta experiencia demuestra que se pueden tomar medidas prácticas para favorecer el estado de conservación de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Conservación de su hábitat: evitar la transformación en regadío de zonas estepáricas, establecer zonas ZEPA, LIC u otras medidas agroambientales.
- Promover la agricultura no intensiva.
- Evitar la deforestación.
- Evitar la eliminación de márgenes, especialmente arbolados y arbustivos, en zonas agrícolas.
- Estudio y seguimiento de la especie contemplando los siguientes puntos: a) seguimiento de las poblaciones reproductoras de la especie y estimas de sus parámetros reproductivos básicos en todas las comunidades autónomas y en todos los hábitats donde la especie se reproduce; b) instalación de nidos artificiales y evaluación posterior de la respuesta de la especie en hábitats adecuados para su reproducción sin cobertura arbórea; c) análisis de la incidencia del uso de pesticidas y plaguicidas sobre la biología de la especie.

Torcecuello Euroasiático

Jynx torquilla

Datos Insuficientes; DD

Autores: José Vicente González Escudero y José Antonio Cortés

El Torcecuello Euroasiático cuenta con una población mínima estimada en unas 10.300 pp., con mayor presencia en el tercio norte peninsular, y de forma mucho más dispersa en el resto. Ocupa gran variedad de hábitats; en general, se trata de una especie discreta y difícil de detectar, a lo que se añade una ausencia generalizada de estudios (salvo seguimientos muy locales). Se apunta a que la especie parece encontrarse en regresión en la mitad septentrional, no así en el resto donde hay una aparente estabilidad o inclusive incremento. La escasez de información precisa sobre las tendencias de sus poblaciones impide evaluar adecuadamente su situación y se considera por ello como Datos Insuficientes.

DISTRIBUCIÓN

Se distribuye por todo el Paleártico, desde las zonas boreales a las templadas y subtropicales de Europa y la mayor parte de Asia, evitando estepas, desiertos, montañas y zonas húmedas (Cramp, 1985). Por el sur el límite de distribución está en el norte de Argelia. La mayor parte de los efectivos europeos son migradores de larga distancia, invernando en África, al sur del Sahara y, en menor medida, en el bajo Mediterráneo (Winkler, *et al.*, 1995; Hagemeyer & Blair, 1997).

España. Distribución irregular y, salvo casos puntuales, con densidades relativamente bajas. Está bien representado en el tercio norte peninsular y levante; destaca la ausencia o escasez en Galicia, cornisa cantábrica y una buena parte del Valle del Ebro. En el resto, distribución muy dispersa. Presente en las islas Baleares y ausente en las Canarias. Con respecto al atlas publicado anteriormente (Purroy, 1997) se observa la presencia de la especie en mayor número de cuadrículas, aunque llaman la atención ciertas diferencias en la provincia de Huelva (donde anteriormente aparecía bien representado) y zona norte de Sevilla (escasa representación en el anterior). Ocupa gran variedad de hábitats, desde bosques de ribera a cultivos de diversos tipos, siempre con presencia de arbolado pero eludiendo bosques densos. En áreas en las que los ornitólogos locales han realizado un esfuerzo adicional sobre esta especie, se observa un aumento en su presencia (ver, por ejemplo, Cortés & Domínguez, 1997 en Málaga y Roviralta, 2001 en Madrid).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población mínima reproductora en España se estima en unas 10.300 pp. (Martí & Del Moral, 2003) y en declive (Purroy *et al.*, 1997, información recogida en BirdLife/EBCC, 2000). Los datos de población de esta especie, dadas sus características de conducta y dispersión, son necesariamente parciales. La presencia en un mayor número de cuadrículas en esta edición del Atlas no supone un aumento en la distribución y en la población y sí un mejor conocimiento de esta especie. El Torcecuello Euroasiático muestra cierta movilidad dentro de sus lugares de reproducción y puede aumentar o reducir sus efectivos en algunas zonas y en determinados años, por un simple desplazamiento de los individuos a otras más

favorables, dando la falsa impresión de aumentos o disminuciones poblacionales. En las vegas de Granada y Málaga, donde uno de los autores ha trabajado con esta especie, la población parece mantenerse estable. Sin embargo en el centro y norte peninsular su regresión es notable (véase Amenazas para posibles causas).

La disminución de Torcecuello Euroasiático parece estar más directamente relacionada con la disminución o desaparición de su alimento exclusivamente a base de hormigas (Cramp, 1985) que con la modificación de sus lugares de anidamiento, en lo que parecen ser menos exigentes teniendo en cuenta los casos de Granada en los que utiliza agujeros en edificaciones abandonadas (J. A. Cortés) y en Valencia postes del tendido eléctrico (J. A. Gil-Delgado). Se observa cierta tendencia a sobrevalorar sus efectivos al extrapolar densidades locales relativamente altas a grandes zonas de igual o similar habitat (González, *et al.*, 2002). En una encuesta realizada recientemente a nivel nacional, se ha obtenido información diversa sobre la opinión del estado de la especie. Aún reconociéndose la subjetividad de este tipo de encuestas, y en ausencia de información cuantitativa adecuada, se resume el resultado de la siguiente forma:

Galicia. (Lugo) Desapareciendo desde el año 1994 de la zona centro de Lugo, concellos de Páramo, Corgo, Lugo, Láncara y limítrofes. La disminución es calificada por X. Vázquez Pumariño de “muy acusada” (en base a su experiencia, sin cuantificación).

Asturias. En el Municipio de Avilés desde 1990 hasta el 2001 descenso de población en más del 50%. Aunque en algún caso parece estar en relación con la desaparición o deterioro de su hábitat, en la mayoría no parece haber causa aparente. Datos obtenidos por observación sin cuantificación (C. Álvarez Laó, com. pers.). En el Municipio de Gijón entre 1996 y 2001 (27, 34, 29, 22, 17 y 15 pp. nidificantes). En algún caso hay importante modificación de hábitat, en otros no hay causa aparente. Datos obtenidos por censos anuales (González *et al.*, 2002). La tendencia descendente de la población en toda Asturias está documentada desde 1997. Noval (1997).

Cantabria. Municipios de Torrelavega y Reocín: desaparecido como nidificante en los últimos 12 años. En toda la costa cántabra desaparecido como nidificante en esos mismos años. Común en el valle de Liébana (río Deva) donde se desconoce tendencia. Datos obtenidos por censos con escuchas. (I. Fombellida Díez, com. pers.).

País Vasco. Especie escasa. Se sabe de lugares (puntuales) donde ha desaparecido. Datos obtenidos por observación sin cuantificación (J. Gainzarain, com. pers.). Se han apuntado densidades medias de 0,9 aves/10 ha en la campiña atlántica vasca (Díaz *et al.*, 1996). Utiliza la campiña atlántica, plantaciones maduras de frutales, sotos fluviales y bosques abiertos de robles (J. Gainzarain, com. pers.).

Castilla y León. Se ha estimado un máximo de 8.000 pp. (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). En Burgos las mejores poblaciones se encuentran en las comarcas del norte, dentro de las montañas de Burgos y los Páramos. Las zonas de La Demanda y Neila mantienen buenos efectivos, que van disminuyendo a medida que nos internamos en las comarcas cerealistas. La población se estima entre 1.000 y 3.000 pp. No se tienen datos acerca de la evolución de la especie en las últimas décadas, pero las pequeñas poblaciones de las comarcas sureñas son muy vulnerables (Román *et al.*, 1996). En León, disminución de más del 50% en zona controlada entre 1996-2001 en el Municipio de Gradefes. En zonas cercanas a Ponferrada en los tres últimos años han desaparecido pequeños núcleos de población nidificante. Datos obtenidos por censos anuales (observaciones sin cuantificar: X. Vázquez Pumarino y Grupo de Anillamiento URZ). En Palencia presencia en algunos tramos fluviales de las vegas del Carrión y Valdavia que parecen contar con buenas poblaciones de Torcecuellos Euroasiáticos, aunque en ningún caso se trata de un ave abundante. Su población se estima entre 300-600 pp. (Jubete, 1997). En Zamora, queda prácticamente limitado a algunos sotos fluviales del río Duero y del Guareña, también en dehesas. Su población es muy escasa y ronda las 100 pp. (sin datos de tendencia: J. J. Ramos Encalado, com. pers.). En Salamanca, queda prácticamente limitado a algunos sotos fluviales del río Tormes y del Águeda, también en dehesas; la población es muy reducida, aunque no hay datos sobre su tendencia (J. J. Ramos Encalado, com. pers.).

Aragón. Población estable los últimos años en las tres provincias. Datos obtenidos por observación sin cuantificación (J. M. Sánchez, com. pers.).

Comunidad Valenciana. En Castellón desde 1993 hasta 2001 se está observando presencia de Torcecuellos Euroasiáticos en lugares donde anteriormente no había constancia de ello, como en zonas roturadas para nuevas plantaciones de naranjos. Población en alza o al menos estable si los nuevos lugares de cría fueran únicamente fruto de un mayor esfuerzo prospector. Datos obtenidos por observación sin cuantificación (M. Gómez Serrano, com. pers.). En Valencia, parece encontrarse estable (observaciones realizadas en zona de 17 ha desde 1997) (J. A. Gil-Delgado com. pers.).

Madrid. Escasea la información como reproductor: presente en el valle del Lozoya de forma muy localizada y dispersa en fresnedas y melojares aclarados, y en el valle del Jarama aparece en sotos y zonas alledañas. Se desconocen sus efectivos poblacionales pero parece tener una población estable (Roviralta, 2001).

Andalucía. Muy escaso como reproductor, poblaciones pequeñas y dispersas. Más frecuente durante los pasos migratorios (Martín-Vivaldi, 2001b). En Granada y Málaga se encuentra en expansión como reproductor, apareciendo como tal en nuevas zonas; no se identifican mayores problemas que puedan estar afectando a la especie (J. A. Cortés). En Huelva-Sevilla (de Aracena), se percibe incremento de la población (F. Romero & D. López Huertas, com. pers.; datos sin cuantificación).

Baleares. Población estable en Mallorca. Controles realizados en el Vall del Bóquer (datos sin cuantificar: L. Ventoso, com. pers.).

Extremadura. Reproductor muy escaso, con datos de cría, probable o segura, en muy pocas localidades (Gragera, 1999; Prieta, 2003).

ECOLOGÍA

En el sur parece tener cierta preferencia por los tarajales (*Tamarix sp.*). Se puede encontrar prácticamente desde el nivel del mar hasta los 1.600 m (Muntaner *et al.*, 1983), aunque la mayoría de las aves probablemente no superan los 1.200-1.300 m de altitud. Por debajo de ciertas densidades de población, la especie resulta difícil de detectar y, probablemente, la distribución en las zonas del centro y sur muestra sólo indicios de la distribución real.

La migración prenupcial del Torcecuello Euroasiático transcurre principalmente durante el mes de abril y parte de mayo, y las aves sedimentadas se mezclan con las locales, incluso dejando oír su canto. Es probable que una parte de las detecciones utilizadas para la confección del atlas de aves reproductoras (Martí & Del Moral, 2003) se deban a aves de esta procedencia. Para eliminar este factor de distorsión, es necesario realizar más de una visita a la zona en que previamente se ha escuchado la especie y utilizar el reclamo grabado para revelar su presencia, especialmente en la época de puesta e incubación, cuando pueden llegar a ser bastante silenciosos.

AMENAZAS

Las causas del declive de esta especie en el resto de Europa (principalmente en el noroeste) se han atribuido a cambios a largo plazo de temperaturas y régimen de lluvias, pero también al cambio en los usos forestales y agrícolas con la plantación de árboles de crecimiento rápido, que no proporcionan oquedades para la reproducción, y uso masivo de pesticidas (Hagemeiger & Blair 1997). En España, probablemente el uso de pesticidas tiene incidencia en las aves que ocupan las zonas agrícolas. Otras causas parecen ser la modificación o destrucción de su hábitat. En la zona centro tiene especial incidencia la destrucción de la vegetación de ribera para plantación de especies propias para explotaciones madereras. También, como en el caso de Castilla y León, la roturación de terrenos "pretendidamente agrícolas" subvencionadas por la UE, que destruyen zonas de monte bajo y los hormigueros de los que se alimenta esta especie. En el norte atlántico los cambios en los usos ganaderos y agrícolas que propician el abandono de la explotación tradicional que combinaba el cultivo de frutales y el pasto para ganado bovino unido a la roturación del terreno para la plantación de pastos de gran producción ha propiciado un dramático descenso en Galicia (X. Vázquez Pumarino, com. pers.), e igual tendencia en Asturias y Cantabria (I. Fombellida Díez, com. pers.). La escasez de oquedades no parece un grave problema para esta especie, bastante versátil, capaz de usar huecos en los muros de los edificios si faltan en la arboleda.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se conocen.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Estudio de la tendencia de sus poblaciones.
- Propiciar la continuidad de las explotaciones de calidad agrícola-ganadera extensiva frente a las intensivas.
- Protección de la vegetación de ribera.
- Mantenimiento y regeneración de los bosques caducifolios (Martín-Vivaldi, 2001b).
- Impedir la roturación indiscriminada del monte bajo.
- Campañas para dar a conocer la especie, muy atractiva por sus propias características (ave del año, etc.) que seguramente propiciará mayor atención y estudio.

- Estudio de las especies de formícidos que forman parte de su dieta (no se descarta que la progresiva desaparición y/o rarefacción en algunas regiones de España estuviera ligada a la desaparición de algunas especies de hormigas, por destrucción del hábitat o incluso por efectos del cambio climático).
- Reducción del uso de insecticidas (Martín-Vivaldi, 2001b).
- Proveer con cajas-nido aquellos hábitats en los que la disposición de lugares donde anidar sea un factor limitante.

Pico Picapinos de Gran Canaria

Dendrocopos major thanneri

Vulnerable; VU D1+2

Autores: Gorgonio Díaz Reyes, Felipe Rodríguez y Juan Luis Rodríguez Luengo

*El Pico Picapinos de Gran Canaria cuenta con un tamaño poblacional superior al de Tenerife, aunque se estima que no alcanza los 1.000 individuos maduros, motivo por el cual se le ha asignado la categoría de Vulnerable. Probablemente, al igual que ocurre con *D. m. canariensis*, el principal motivo de su regresión en el pasado fue el desarrollo de políticas forestales que ocasionaron una importante modificación y fragmentación de su hábitat, con la consiguiente disminución de lugares aptos para la nidificación. En la actualidad, tanto los efectivos como su hábitat están protegidos legalmente y se observa una tendencia a la expansión.*

DISTRIBUCIÓN

Es una subespecie endémica de Gran Canaria, localmente común en la zona de Tamadaba. También está presente en los pinares de San Bartolomé, Las Tederas y Pilacones, así como en la Montaña de Tauro, Pinos de Gáldar, Llanos de la Pez y Pargana. Además, y fuera del dominio del pinar, se han observado tanto en relictos de monteverde como en áreas arboladas de especies alóctonas cercanas a los cultivos, tales como Osorio, Los Tiles de Moya y San Mateo (Á. Moreno, com. pers.).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Thanner (1905) y Bannerman (1912) consideran que debió ser moderadamente abundante en el pasado. En la actualidad, si bien no se han realizado censos rigurosos, se considera que es más abundante que la subespecie tinerfeña (Martín & Lorenzo, 2001) y que su población no alcanza los 1.000 individuos maduros.

La densidad obtenida en los pinares de Pajonales, Ojeda e Inagua por Rodríguez & Moreno (1993) es de 4,32 aves/10 ha, mientras que Valido y Delgado (1997) obtienen una densidad inferior (1,71/10 ha) en Pilacones.

Tendencia previsible. Considerando el nivel de protección de la especie y su hábitat, si no media ningún hecho catastrófico,

es previsible que continúe el incremento de su área de distribución y tamaño poblacional.

ECOLOGÍA

Es una ave eminentemente forestal que está presente prácticamente en todos los pinares de la isla, si bien es frecuente observarla en zonas de cultivo y reductos de monteverde. Sus movimientos son poco conocidos y su biología reproductora es similar a la de la subespecie tinerfeña.

La especie preferida para construir el nido es *Pinus canariensis* aunque también se han observado nidos en *Eucalyptus globulus*, *Castanea sativa*, *Prunus communis*, *Prunus persica*, *Phoenix canariensis* e inflorescencias de *Agave americana* (F. Rodríguez, com. Pers.).

AMENAZAS

Martín *et al.* (1990) consideran como factores de amenaza la pérdida de hábitat y de lugares para nidificar por el aprovechamiento de la madera de la tea procedente de árboles muertos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En la actualidad, el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias lo incluye en la categoría “De interés especial”. No se han adoptado medidas de conservación específicas, si bien la especie se beneficia de la protección de su hábitat. Su área de distribución está incluida en la Reserva Natural Integral de Inagua, en el Parque Natural de Tamadaba, en el Parque Natural de Pílancones y en el Parque Rural de El Nublo. La práctica totalidad de su área de distribución se encuentra en Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y cuenta con un Plan de Acción (González, 1999a), como especie del Anexo I de la Directiva de Aves “prioritaria para la financiación LIFE”.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Realizar un seguimiento de su distribución y situación poblacional, al menos cada 10 años.
- Revisar su situación taxonómica.
- Publicación del plan de manejo de la especie y cumplimiento de sus directrices.
- Garantizar el cumplimiento de las directrices contenidas en los diferentes instrumentos de planeamiento de los espacios naturales, en cuanto a la conservación y mejora del hábitat.

Pico Picapinos de Tenerife *Dendrocopos major canariensis*

Vulnerable; VU D1

Autores: Juan Luis Rodríguez Luengo y Margarita Oramas González-Moro

El Pico Picapinos de Tenerife cuenta con una población de unas 200 parejas, motivo por el cual se le ha asignado la categoría de Vulnerable. Probablemente, la principal razón para su regresión en el pasado fue el desarrollo de políticas forestales que ocasionaron una importante modificación y fragmentación de su hábitat, con la consiguiente disminución de lugares aptos para la nidificación. En la actualidad, tanto la población como su hábitat están protegidos legalmente y se observa una tendencia a la expansión.

DISTRIBUCIÓN

Es una subespecie endémica de Tenerife, donde muestra un carácter eminentemente forestal, estando ligada de manera casi exclusiva a los pinares más desarrollados de *Pinus canariensis*. Resulta localmente abundante en los montes de Arico, Granadilla, Vilaflor, Adeje, Guía de Isora, Garachico, Icod y La Guancha y es algo más escaso en los de El Tanque, San Juan de la Rambla y Los Realejos. Carrascal (1987) considera que esta especie está ausente de las repoblaciones de coníferas, si bien en la actualidad comienzan a observarse e incluso a nidificar en aquellas que han logrado mayor desarrollo. En los últimos años se han descubierto parejas en los montes de Candelaria (Hernández, 1989), La Victoria, Tacoronte, La Matanza, La Orotava y El Rosario. Su distribución no es continua pues evita formaciones boscosas muy densas y zonas repobladas poco desarrolladas. Delgado & Naranjo (2000) consideran desconcertante su ausencia en lugares donde cuentan con hábitats adecuados como los altos de Güímar y la zona de Aguamansa-Pinoleris.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

En el pasado, a juzgar por los comentarios de Thanner (1905) y Bannerman (1912), debió ser moderadamente abundante. Martín (1987) lo encontró en el 12% de las cuadrículas de 5 × 5 km, estimando, aunque sin datos muy precisos, que la población es in-

ferior a 100 pp. Según Delgado & Naranjo (2000), la población actual podría cifrarse en unas 175 pp., aunque quizás la cifra real ronde las 200. Los datos más recientes sobre su distribución señalan su presencia en 56 cuadrículas de 2,5 × 2,5 km (Delgado *et al.*, 1999). Martín & Lorenzo (2001) consideran que, aparentemente, se encuentra en expansión.

Tendencia previsible. Considerando el nivel de protección de la especie y su hábitat, y las directrices para la gestión de las masas forestales establecidas por la normativa vigente, si no media ningún hecho catastrófico, es previsible que, a medio plazo, se produzca un incremento del área de distribución y del tamaño poblacional.

ECOLOGÍA

Habita en pinares canarios preferiblemente maduros, si bien ha comenzado a colonizar con éxito algunos pinares de repoblación con cierto grado de desarrollo. Sus movimientos son poco conocidos. Su dieta es básicamente insectívora y la complementa con semillas de pinos y algunos frutos. Se ha comprobado su depredación sobre pollos de *Parus caeruleus* en nidales, así como el aprovechamiento ocasional de restos de alimentos en zonas recreativas.

La puesta se realiza entre abril y mayo y consiste en 2-5 huevos, siendo 4-5 lo habitual. El periodo de incubación es de 10 días y los pollos permanecen en el nido durante 20-24 días. El éxito reproductor es de un 30-40% (Oramas & Moreno, 1991; Nogales *et*

al., 1993). Los pollos abandonan el nido entre junio y julio y los grupos familiares se mantienen hasta agosto.

El nido se emplaza entre 1 y 30 m en árboles muertos con un diámetro mínimo de 25 cm (Delgado & Naranjo, 2000) o en ramas laterales de pinos vivos que están secas. La especie elegida es, en la mayoría de los casos, *Pinus canariensis*, si bien se ha constatado su nidificación en *Chamaecytisus proliferus* (Oramas & Rodríguez, 1991), *Pinus radiata*, *Myrica faya*, *Pinus pinea* (Delgado & Naranjo, 2000). Se ha comprobado la utilización de nidales especialmente diseñados (Oramas & Moreno, 1991), así como la nidificación en postes y tocones en zonas con un importante nivel de disturbio humano, tales como campamentos y zonas recreativas. Se sospecha su nidificación en casetas para aves insectívoras. Ibarra (com. pers.) ha comprobado su cría en secciones de pino de Moterrey, secas y de sólo un metro de altura, que fueron instalados de manera experimental en pinos canarios en el monte de La Esperanza.

La densidad de aves obtenida por Delgado & Naranjo (2000), en los pinares meridionales es de 1,77/10 ha, siendo algo superior en los de Granadilla (2,63) que en los de Arico (1,18). En el pinar de Tágara se detectaron 6 aves/7 ha (Carrascal, 1987) y en la vertiente norte se alcanza 1 ave/10 ha.

AMENAZAS

Alteración y destrucción del hábitat. (2) Como consecuencia de las políticas forestales desarrolladas en el pasado y de los incendios forestales, se ha producido una reducción de los pinos muertos o parcialmente secos adecuados para el emplazamiento de los nidos (Martín *et al.*, 1990). Además, la sobreexplotación de los acuíferos y la canalización mediante tuberías de los cursos de agua, ha reducido la disponibilidad de los bebederos naturales lo que podría constituir un factor limitante.

Caza ilegal. (3) Respecto a la caza ilegal, hay constancia de hechos aislados, pero no parece ser un factor importante en este momento.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Las primeras actuaciones para la conservación del Pico Picapinos de Tenerife se remontan a principios de los ochenta, cuando el ICONA comienza a dar instrucciones para que no se corten pinos secos en determinados montes de la isla. En 1988, el Gobierno de Canarias inició un programa experimental de instalación y seguimiento de nidales comprobándose que, si bien eran capaces de nidificar en ellos, su grado de utilización era inferior a lo esperado. Esto, junto al vandalismo registrado, motivó el reconducir

los esfuerzos en otras direcciones. Así, a partir de 1992, se incide en evitar la tala de pinos muertos, se comienza a experimentar el secado selectivo de pinos con características adecuadas para la nidificación, y se inicia un programa experimental de instalación de bebederos artificiales.

Entre 1997 y 1999 se desarrolla el proyecto “Acciones para la conservación del Pico Picapinos de Tenerife”, cofinanciado por LIFE. Los principales objetivos fueron restaurar el hábitat y corregir su fragmentación, mediante el establecimiento de una red de pinos muertos en pie y la adecuación de puntos de agua que sirvan como bebederos; aumentar el conocimiento sobre su estado de conservación; y sensibilizar y divulgar sobre la necesidad de conservar el pinar canario, su flora y su fauna (Sánchez & Oramas, 2000).

En la actualidad, el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias lo incluye en la categoría de “Vulnerable”, y se ha elaborado un plan de gestión para esta subespecie que aún no ha sido aprobado legalmente. Su área de distribución está incluida en la Reserva Natural Especial del Barranco del Infierno, el Paisaje Protegido de Las Lagunetas, el Parque Natural de la Corona Forestal y en el Monumento Natural de Montaña Colorada. Los dos primeros cuentan con instrumentos de planeamiento aprobados. Por otra parte, tanto el Plan Forestal de Canarias como el borrador del Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de la Corona Forestal, contemplan la progresiva sustitución -ya en ejecución- de las masas de *Pinus radiata* por la vegetación original, y la reducción de la densidad de las repoblaciones de *Pinus canariensis*, lo que contribuye al incremento y mejora del hábitat para esta subespecie. Además, la práctica totalidad de su área de distribución se encuentra en Zonas de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y en Lugares de Importancia Comunitaria (LIC), y cuenta con un Plan de Acción (González, 1999), como especie del Anexo I de la Directiva de Aves “prioritaria para la financiación LIFE”.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Realizar un seguimiento de su distribución y su situación poblacional, al menos cada 10 años, y valorar la incidencia del manejo forestal y de las medidas de conservación adoptadas hasta el momento (4).
- Revisar su situación taxonómica (4).
- Publicación del Plan de Conservación de la especie y cumplimiento de sus directrices (3).
- Garantizar el cumplimiento de las directrices contenidas en los diferentes instrumentos de planeamiento de los espacios naturales, en cuanto a la conservación y mejora del hábitat (5).

Pico Mediano *Dendrocopos medius*

Casi Amenazado; NT C1

Autores: Alejandro Onrubia, Hugo Robles, Miguel Salas, Pablo González-Quirós y Pedro Pérez Olea.

El Pico Mediano tiene una distribución restringida y desigualmente repartida en los bosques del tercio norte peninsular, que probablemente ronda las 1.000-1.200 parejas (fragmentadas en un número indeterminado de núcleos). Su estatus es incierto, de acuerdo a la información disponible: por un lado se ha registrado su rarefacción o desaparición en la porción occidental cantábrica (Lugo, Asturias) y límite oriental de su distribución pirenaica, a la vez que se descubren importantes núcleos, desconocidos hasta la fecha, en la cordillera Cantábrica y Montes Vascos. La escasez de información disponible sobre su distribución y tendencia no permite una evaluación adecuada; sin embargo, se sugiere que la cantidad de hábitat apropiado para la especie se ha reducido en las últimas décadas. Aunque la categoría de Datos Insuficientes podría ser una opción, la información disponible, aunque parcial e incompleta, permite de forma cautelosa (a la luz de la rarefacción de distintos núcleos) recomendar la categoría de Casi Amenazado, acercándose (probablemente no cumple) a la categoría de Vulnerable (C1: una población inferior a 10,000 individuos maduros y un declive potencial proyectado para la próxima década- 10%).

DISTRIBUCIÓN

El Pico Mediano se distribuye por el Paleártico occidental, desde los Montes Zagros (Irán) hasta la cordillera Cantábrica (España), y desde Letonia hasta el sureste de Turquía (Cramp 1985; Purroy & Schepers, 1997).

España. Representa el límite suroccidental de distribución mundial (Cramp 1985; Purroy & Schepers 1997) y está desigualmente repartida en los bosques del tercio norte peninsular, desde el Valle de Arán (Lérida; Romero 1990) hasta los Ancares lucenses (Purroy *et al.*, 1984). Posiblemente su área de distribución sea inferior a 20.000 km².

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Europa cuenta con más del 75% de la población mundial, estimándose unos efectivos que oscilan entre 53.000 y 120.000 pp. reproductoras (Tucker & Heath 1994). El grueso de la población europea se localiza en el este y sureste mientras que hacia el norte y el oeste (al W de 15° E) las poblaciones son de pequeño tamaño y han sufrido declives entre 1970 y 1990 (Purroy & Schepers, 1997; Tucker & Heath, 1994). En Suecia ha desaparecido como reproductor (Pettersson, 1985). En la medida en que los hábitats ocupados por esta especie han sido y son parcialmente destruidos y alterados por el hombre, las poblaciones de la especie están en declive en la mayor parte de su rango de distribución (Mikusinski & Angelstam 1997).

España. No existe información detallada sobre variaciones en la distribución, tamaño de la población y tendencias de la especie en España, y las diferencias en los métodos empleados no permiten realizar comparaciones rigurosas entre núcleos de población. La ausencia registrada puntualmente en algunos núcleos periféricos puede deberse a fluctuaciones temporales de la población, y se sugiere que la cantidad de hábitat apropiado para la especie se ha reducido en las últimas décadas, pero no se ha cuantificado y se desconoce en qué grado ha podido incidir sobre la población ibérica.

En la cordillera Cantábrica el grueso de la población se localiza en su sector central, en la zona de contacto entre las provincias

de Cantabria, Palencia, León y Asturias (Rodríguez, 1997). Los reductos más extensos y continuos se encuentran en los robledales del Alto Cea, Riaño, Valdeón y Sajambre en el noreste de León (Purroy *et al.*, 1984; H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios), bosques de Amieba, Caso y Ponga en Asturias (P. González-Quirós, datos propios), Guardo y Fuentes Carrionas en el norte de Palencia (Jubete 1997), y Liébana, Cerredera y Valdeprado en el suroeste de Cantabria (Purroy *et al.*, 1984; R. Simal, com. pers.). Por su parte, en la periferia se han documentado poblaciones de pequeña entidad en los Ancares de Lugo (Purroy *et al.*, 1984), Somiedo, Degaña y alrededores en Asturias (Álvarez-Balbuena, 2000; P. González-Quirós, datos propios), Ancares, Alto Sil y Valdeteja en León (Purroy *et al.*, 1984), y en Cantabria la especie se hace menos abundante hacia centro y este, con presencia en los valles de Nansa, Saja, Besaya y Ebro (Purroy *et al.*, 1984; R. Simal, com. pers.). No obstante, algunas de estas poblaciones podrían haber desaparecido recientemente, caso de los Ancares lucenses (Vázquez, 1999), o estar en alarmante declive, caso del núcleo occidental asturiano (Álvarez-Balbuena, 2000; P. González-Quirós, datos propios). La población de la cordillera Cantábrica se estima en torno a 480-685 pp. reproductoras, localizadas principalmente en la porción castellano-leonesa (220-375 pp.) y cántabra (250-300 pp.), y menor población en Asturias (menos de 10 pp.) (P. González-Quirós, datos inéditos; R. Simal, com. pers.).

Otro importante núcleo se localiza en los robledales de Izki-Sabando y su entorno, ocupando unas 3.500 has de bosque que se extienden desde Izki (Álava) a las Ameskoas (Navarra), y por Treviño (Burgos) hasta las estribaciones de la de Toloño (Álava), con una población estimada de 365-520 pp. (Arambarri & Rodríguez, 1994a, b, 1996; Fernández & Azkona, 1996; Onrubia *et al.*, 2001; J. Gainzarain, com. pers.). En el límite oriental de distribución se encuentran núcleos de población reducidos (no más de 10 pp. en ninguno de los casos) y aislados en los bosques de la Llanada Alavesa (Elgea-Urkilla) y La Sakana, en la confluencia de Álava, Guipúzcoa y Navarra (Álvarez *et al.*, 1985; Elosegui 1985; Arambarri & Rodríguez, 1994a, 1996; Lanús *et al.*, 1995; Fernández & Azkona, 1996; Onrubia *et al.*, 2001); Donostialdea y el cordal de Añarbe-Endara-Bianditz-Aiako Harria en Guipúzcoa (Álvarez *et al.*, 1985; Lanús *et al.*, 1995); Bertiz, Valcarlos, Etxalar y bosque de Olalde en Irati, Navarra (Purroy 1974; Fernández, 1992; Fernán-

dez & Azkona, 1996) y el Valle de Arán en Lérida (Romero, 1990), con posibilidades de que la mayoría de estos núcleos hayan desaparecido recientemente, a tenor de las últimas prospecciones realizadas (Fernández, 1992; Arambarri y Rodríguez, 1996; Fernández & Azkona, 1996; Onrubia *et al.*, 2001; J. Deán, com. pers.).

ECOLOGÍA

Habita en los bosques con clima templado continental, coincidiendo a grandes rasgos con la distribución del Carpe *Carpinus betulus*, donde aparecen los bosques primitivos de frondosas europeos (Cramp, 1985), y que se asume como el hábitat original de la especie (Winkler *et al.*, 1995). Se le considera un especialista de hábitat asociado a bosques ricos en robles *Quercus* sp. (Winkler *et al.*, 1995; Pasinelli, 2000), con preferencia por los robledales maduros (Spitznagel, 1990; Schmitz, 1993). El hábitat puede incluir otras especies de árboles (hayas *Fagus*, olmos *Ulmus*, fresnos *Fraxinus*, Purroy & Schepers, 1997) o colonizar huertos u otro tipo de bosques si están bordeados por robledales (Winkler *et al.*, 1995). La ocupación por este tipo de hábitat parece estar determinada por el comportamiento de alimentación, con preferencia por el roble para el forrajeo (Pettersson, 1983; Pasinelli & Hegelbach 1997; H. Robles, datos propios). Las poblaciones españolas se asientan fundamentalmente en melojares *Quercus pyrenaica* y, en menor medida, sobre robledales albares *Q. petraea*, carballedas *Q. robur*, quejigales *Q. faginea* y melojares mixtos con haya *F. sylvatica*, roble albar *Q. petraea*, abedul *Betula pendula*, quejigo, encina *Q. rotundifolia* o pino *Pinus* sp. (Arambarri & Rodríguez 1996; Jubete 1997; H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios., R. Simal, com. pers.).

Algunos estudios sugieren una relación positiva entre la densidad de robles y la densidad de población de esta especie (Müller, 1982; Spitznagel, 1990; Bühlmann & Pasinelli, 1996). Por otra parte, Pasinelli (2000) observó una relación inversa entre el tamaño del área de campeo y el número de robles de gran porte (36 cm de diámetro a 1,3 m de altura) y árboles potencialmente fáciles de excavar (20 cm de diámetro a 1,3 m de altura, con antiguas cavidades o infectados por hongos aflorales). En la vertiente sur de la cordillera Cantábrica (noreste de León y noroeste de Palencia) los bosques ocupados por la especie presentaron áreas basales (m² roble/ha) y densidades de robles de gran tamaño (30 cm de diámetro a 1,3 m de altura) superiores a las de los bosques no ocupados por el Pico Mediano (H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios).

La fragmentación del hábitat parece influir en el patrón de distribución y abundancia del Pico Mediano, de tal manera que los robledales de gran tamaño (30 ha) y cercanos a una población "fuente" (9 km) tienen mayores probabilidades de ser colonizados (Müller 1982; Peterson, 1985). En la cordillera Cantábrica, Purroy *et al.* (1984), detectaron presencia de la especie en robledales con una superficie mínima de 25 ha y calcularon una probabilidad de ocupación del 50% para los bosques de 100-200 ha, mientras que en todas las masas forestales con extensión superior a 1.300 ha estuvo presente. En la vertiente sur de la cordillera Cantábrica (noreste de León y noroeste de Palencia) la tasa de ocupación, la densidad y el éxito de emparejamiento (porcentaje de machos territoriales emparejados frente a no emparejados) fue significativamente mayor en bosques maduros de roble de gran tamaño (400 ha) que en fragmentos (160 ha) de hábitat potencial para la especie. En este mismo área, la superficie mínima de roble maduro para el establecimiento de un macho territorial fue de

15 ha, aumentando a 31 ha para el asentamiento de una pareja reproductora (H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios).

Otros factores como las condiciones climáticas y la altitud parecen tener influencia sobre la distribución de los robledales y, en consecuencia, sobre el patrón de distribución de la especie (Müller, 1982). En la cordillera Cantábrica el Pico Mediano llega a ocupar bosques a 1.480 m de altitud (Purroy *et al.*, 1984), mientras que en el melojar de Izki (Álava) no sobrepasa los 800 m (Arambarri & Rodríguez, 1997), coincidiendo en ambos casos con el límite de distribución del roble.

Se alimenta principalmente en la superficie y entre los intersticios de la corteza, sobre substrato vivo, con preferencia por los robles de gran porte en la búsqueda de alimento (Pettersson, 1983; Pasinelli & Hegelbach, 1997, H. Robles, datos inéditos). La dieta está constituida en su mayor parte por artrópodos y, en menor medida, por materia vegetal (distintos frutos secos y carnosos) (Arambarri & Rodríguez, 1997; Cramp, 1985; Török, 1990; H. Robles, datos propios).

Se trata de una especie sedentaria y territorial en primavera, que muestra fidelidad por las zonas de cría durante todo el año, solapándose las áreas de campeo en invierno (Pasinelli, *et al.*, 2001). Se han observado individuos "flotantes" que se desplazan ocupando territorios de otros individuos y áreas de baja calidad en primavera (Pasinelli, 2001; H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios). El mayor movimiento registrado es de 14 km (Glutz & Bauer, 1980). El tamaño de los territorios oscila entre tres y 25 ha, y las densidades varían de 0,3 a 2,4 pp./10 ha en Centroeuropa (Cramp, 1985). En la cordillera Cantábrica se han observado densidades de 0,2-1,6 pp./10 ha (Purroy *et al.*, 1984; I. Fombellida, com. pers.; H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios, R. Simal, com. pers.) y de 1,3 pp./10 has en el marojal de Izki (Arambarri & Rodríguez, 1996; Onrubia *et al.*, 2001), aunque las diferencias en los métodos empleados no permiten realizar comparaciones rigurosas entre poblaciones.

El sistema de apareamiento se caracteriza por la monogamia (Michalek, 1998). Con los datos recogidos en España, el emparejamiento tiene lugar entre marzo y principios de mayo (Arambarri y Rodríguez, 1997; H. Robles, obs. pers.), aunque se han observado machos cantando ("advertising-call", ver Cramp, 1985) a finales de diciembre en la cordillera Cantábrica (H. Robles obs. pers.).

La construcción del nido se realiza en el periodo de marzo-mayo, seleccionando árboles de madera blanda, por lo general robles enfermos o quemados, con tronco parcialmente descortezado, infectados por hongos aflorales, o con cavidades antiguas (Arambarri & Rodríguez, 1997; Cramp, 1985; H. Robles, obs. pers.). Puesta de 4-7 huevos (Cramp, 1985) de finales de abril a finales de mayo, incubados por ambos consortes durante 12 días (Glutz & Bauer, 1980). Los pollos permanecen en el nido 22-23 días y se independizan de los adultos unos 10-14 días después de sus primeros vuelos, hacia el mes de julio (Arambarri & Rodríguez, 1997; Cramp, 1985; H. Robles, datos inéditos). Los jóvenes inician entonces un periodo de dispersión y de asentamiento en nuevas áreas, de entidad desconocida (Cramp, 1985).

AMENAZAS

Fragmentación y pérdida del hábitat. La fragmentación del hábitat parece influir negativamente en el patrón de distribución y abundancia del Pico Mediano (Müller, 1982; Purroy *et al.*, 1984; Peterson, 1985). Entre los factores que inciden sobre la destruc-

ción y fragmentación de su hábitat se encuentran la roturación de los bosques originales para el aprovechamiento agroganadero, a lo que se añaden actividades de carboneo y extracciones madereras desde tiempos históricos.

En la cordillera Cantábrica se ha reducido la superficie ocupada por robledales en las últimas décadas como consecuencia de talas, incendios, explotaciones mineras a cielo abierto, sustitución por otras especies (fresnos, avellanos, hayas) por dinámica natural o favorecida por la acción humana, roturaciones para repoblar con coníferas y apertura de pistas forestales (Purroy *et al.*, 1984; H. Robles y P. Pérez Olea, datos inéditos). En la actualidad, continúa la sustitución de los bosques de frondosas por cultivos forestales de crecimiento rápido, básicamente coníferas y eucaliptos, y la apertura de pistas forestales se ha intensificado (Purroy & Schepers 1997; Rodríguez, 1997).

En los Montes de Izki se han señalado como factores de amenaza la tala y roturación del melojar, su sustitución por repoblaciones de coníferas, la construcción de pistas y la instalación de un campo de golf en su seno (Arambarri & Rodríguez, 1996).

Otros factores de amenaza. Algunos bosques ocupados por la especie están formados por robles viejos con una estructura de edades única, principalmente sometidos a un sistema de gestión agroganadero de ovino en extensivo, poniéndose en peligro la regeneración futura del robledal (H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios). Este sistema de aprovechamiento es compatible con la conservación del pícido siempre que se favorezca la presencia de todas las categorías de edad del arbolado, previniendo de una desigual distribución de edades en el futuro (Arambarri & Rodríguez, 1997; Pasinelli, 2000; H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios).

Ciertas barreras orográficas (macizos de Peña Prieta y Picos de Europa) y algunos factores ambientales como la escasez natural de robledales, podrían limitar la distribución y el intercambio de individuos entre núcleos de población (Purroy *et al.*, 1984; P. González-Quirós, datos propios). El papel de los inviernos rigurosos sobre las tasas de mortalidad o la influencia de la contaminación atmosférica sobre la disponibilidad y abundancia de los invertebrados que habitan en la superficie de los árboles, sus principales presas, está pendiente de investigaciones más profundas (Purroy & Schepers, 1997).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

A pesar de que la especie está incluida en algunos catálogos regionales de especies amenazadas en la categoría de "Vulnerable" (País Vasco y Navarra) o Sensible a la Alteración del Hábitat (Asturias), apenas se han desarrollado iniciativas de gestión/conservación específicas, y no hay ningún plan de acción aprobado hasta la fecha, aunque existen borradores en el caso del País Vasco, Asturias y Navarra (Rodríguez, 1992; Fernández & Azkona, 1996; Onrubia *et al.*, 2001).

Se han desarrollado algunos estudios específicos en Castilla y León, Asturias (Rodríguez, 1992), País Vasco (Arambarri & Rodríguez, 1996) y Navarra (Fernández, 1992) para aclarar su estatus, y se han protegido directa o indirectamente algunos de sus principales núcleos poblacionales (Parque Regional de Picos de Europa, Parque Natural de Fuentes Carrionas y Fuente el Cobre, Parque Natural de Izki), iniciándose algunas medidas de gestión en País Vasco y Navarra encaminadas a la adecuación de los planes de ordenación forestal de las zonas donde habita, mediante la

creación de reservas, mantenimiento de cierta densidad de arbolado maduro o restricciones en la eliminación de madera muerta y árboles viejos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Debido a las lagunas de conocimiento que existen sobre la distribución y poblaciones de esta especie en la península Ibérica, es prioritario completar la información disponible en la actualidad. Por otro lado, se hace necesario establecer una homogeneidad de criterios metodológicos con el fin de poder realizar un seguimiento riguroso de la distribución, densidad y tamaño de las poblaciones. A continuación se sugieren algunas medidas de gestión efectivas para la conservación de la especie, a desarrollar tanto en las masas forestales con presencia del Pico Mediano como en los bosques más interesantes para la dispersión entre núcleos y la colonización de nuevas áreas:

- Creación de reservas forestales en los bosques de frondosas ricos en roble mejor conservados, con un mínimo de 30-40 ha de superficie y preferentemente superiores a 400 ha (Fernández & Azkona, 1996; Arambarri & Rodríguez, 1997; H. Robles & P. Pérez Olea, datos propios).
- Calendarios de cortas, claros o limpiezas fuera del periodo de celo y de cría de la especie (véase Ecología). Fomento de la extracción de leña por entresaca frente a otras técnicas más agresivas (cortas a matarrasa, etc.) (Fernández & Azkona, 1996; Arambarri & Rodríguez, 1997; H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios).
- Limitar la sustitución de los robledales por repoblaciones de exóticas (coníferas, eucaliptos), las roturaciones del bosque autóctono y el desarrollo de pistas y vías de saca, que reducen la extensión de los robledales y fragmentan la masa forestal (Purroy *et al.*, 1984; Fernández & Azkona, 1996).
- Mantenimiento de bosques con un elevado número de robles de gran porte (36 cm de diámetro a la altura del pecho, dbh), importantes en la búsqueda del alimento, y de árboles potenciales para la nidificación (20 cm dbh, con antiguas cavidades o infectados por hongos aflorales) (Fernández & Azkona, 1996; Pasinelli, 2000, H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios).
- Favorecer la presencia de todas las categorías de edad del arbolado, previniendo de una desigual distribución de edades en el futuro, que afecta a la regeneración del hábitat (Pasinelli, 2000; H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios).
- Los individuos no reproductores ("flotantes") juegan un importante papel en la dinámica poblacional de las especies (Rohner, 1996). En el caso del Pico Mediano se han observado individuos "flotantes" desplazándose ocupando territorios de parejas reproductoras y áreas subóptimas; estos hábitat de baja calidad, podrían actuar como corredores para la dispersión de la especie (Pasinelli *et al.*, 2001, H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios). En la vertiente sur de la cordillera Cantábrica se ha detectado presencia temporal de individuos (presumiblemente "flotantes") en primavera, en manchas de roble con densidades (número robles/ha) y áreas basales (m² roble/ha) inferiores a las requeridas para el establecimiento de parejas reproductoras (H. Robles y P. Pérez Olea, datos propios). Se sugiere la caracterización y protección de este tipo de hábitats.
- Diseño de una red de corredores arbolados de roble que conecten los núcleos principales con áreas periféricas o zonas de

ocupación potencial. Gestión de los robledales jóvenes mediante entresacas, favoreciendo el crecimiento rápido de los árboles que permanecen, creando hábitat potencial para la dispersión y el establecimiento de la especie (Fernández & Azkona, 1996; Onrubia *et al.*, 2001).

— Prohibición de los tratamientos con pesticidas e insecticidas con fines silvícolas en todos los robledales identificados de interés para la especie, que puede afectar a la disponibilidad y calidad del alimento (Fernández & Azkona, 1996; Onrubia *et al.*, 2001).

Pico Dorsiblanco *Dendrocopos leucotos*

Vulnerable; VU [EN D]

Autores: David Campión y Alfonso Senosiain

El Pico Dorsiblanco cuenta con una población española muy pequeña, estimada en no más de 200 individuos adultos (77-95 parejas), restringida en su práctica totalidad al Pirineo occidental y estribaciones (Navarra) y una pareja conocida en la zona adyacente de Huesca. Debido a su pequeña población, la especie se califica como Vulnerable (una vez disminuido un nivel la categoría de amenaza, por el efecto rescate que puede ejercer la población de la vertiente norte del Pirineo con la que está en conexión), inclusive sin conocerse con suficiente detalle su tamaño poblacional y tendencia. El mantenimiento o posible expansión de esta pequeña población requiere la disponibilidad de hayedos maduros y una gestión forestal compatible con los requerimientos ecológicos de la especie. @LAD.IZQ =

DISTRIBUCIÓN

Paleártica de amplia distribución, desde el Pirineo occidental hasta Japón. En Europa occidental se presenta de manera muy fragmentada, ocupando bosques asociados a los grandes macizos montañosos (Pirineos, Alpes, Apeninos) y los países escandinavos. Se trata de una especie que presenta un buen número de subespecies, siendo *lifordii* la que se presenta en los Pirineos.

España. Se da cita en los Pirineos occidentales, en un área de distribución muy pequeña (1.300 km²). La distribución actual ibérica comprende los hayedos y hayedo-abetales situados entre el valle de Ansó (Huesca) y el valle de Basaburúa (Navarra). Los principales núcleos de población en España se concentran en los hayedos de Irati y Quinto real (Navarra). Existen además citas antiguas más al este no confirmadas en Selva de Oza, Lavati y Ordesa (todas ellas en Huesca).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

La población europea se estima en 34.000-150.000 pp., siendo las poblaciones de Europa central, del este y Rusia europea las más importantes (BirdLife International/EBCC, 2000). La población pirenaica se encuentra completamente aislada de las más cercanas (véase mapa en Snow & Perrins, 1998). La población francesa se estima en unas 260-320 pp. (Grangé, 2001), siendo su tendencia aparentemente estable (Leconte, 1999), aunque existen núcleos dependientes de aportes ibéricos.

España. Las estimas de la población han ido variando según se ha podido profundizar más en el conocimiento de esta especie, así, en 1972 se estimaban entre 20-30 pp. (Purroy, 1972), aunque sin base cuantitativa. Entre 1982-84 se estiman 30 pp. (Elósegui, 1985), aunque nuevamente sin datos cuantitativos que lo avalen. Esta cifra se mantiene sin variar (p. ej.: Blanco & González, 1992) hasta los trabajos con base en estudios cuantitativos: Fernández, *et al.*, 1994) (véase a continuación). Para 2001 la estima de la población asciende a 77-95 pp., en base a una corrección al alza de la

estima para el núcleo de Irati, tomando en cuenta la densidad encontrada por Campión (1998) y la detección de nuevos territorios en hayedos situados al oeste de la zona tradicional de la especie (A. Senosiain, datos propios).

Navarra. La población peninsular del Pico Dorsiblanco fue descubierta relativamente tarde (en 1968) (Bernis & Iribarren, 1968), y no es hasta 1972 cuando se realizan los primeros trabajos sobre la biología de la especie en los bosques de Irati (Purroy, 1972), comprobándose la primera reproducción en 1977 (Senosiain, 1978).

Las primeras prospecciones sistemáticas se llevan a cabo en 1992, detectándose en 14 localidades (Fernández, 1992). En 1993 se realiza un censo total de la población de Quinto real (3.500 ha) (Fernández, 1993a) y se obtienen los primeros datos de densidad para la Península (0,38 pp./km²). Con ésta y otras estimaciones se propone un tamaño de población de 60-70 pp. para el Pirineo occidental (Fernández, *et al.*, 1994). En 1997 (Campión, 1998) se realiza otro censo sobre 3.400 ha de Irati, que ya era considerado como el núcleo principal de la especie para la península Ibérica (datos inéditos). La densidad de población es bastante superior a la de Quinto Real, situándose como media en 0,56 pp./km² y siendo muy variable en función de la calidad del hábitat.

A pesar de que existían citas aisladas de la especie en territorios bastante alejados de sus dominios tradicionales, sólo recientemente (en el periodo 1998-2000) se ha confirmado la existencia de territorios reproductores en hayedos atlánticos situados muy al oeste del Pirineo (A. Senosiain, inédito). Es posible que el mejor conocimiento actual de la especie sea la causa de la detección de nuevos territorios, pero no se descarta que algunas de estas áreas sean de nueva colonización, puesto que ya fueron prospectadas sin éxito en 1992 (Fernández, 1992).

Huesca. Población reducida (3 pp. en 1992); ha sufrido las consecuencias de un manejo forestal inadecuado y actualmente se reduce a un solo territorio (Lorente, *et al.*, 1999). Esta población parece comportarse como un sumidero, pasando de tres parejas

en 1992 (Lorente, Chéliz *et al.* 1999) a una en los últimos años (2000-2002) (Lorente *et al.*, 2002), lo que no parece atisbar por el momento señales de recuperación en la parte oriental de la distribución en España.

Tendencia previsible. Los hayedos han sido bosques históricamente muy manejados para la obtención de carbón vegetal, existiendo una explotación generalizada cuasi industrial desde hace siglos con destino a numerosas ferrerías y otras industrias diseminadas por el territorio. Este tipo de manejo no permitía la existencia de bosques maduros y es probable que el hábitat disponible para la especie fuese muy reducido. No obstante, con el abandono de estas prácticas a finales del siglo XIX y mediados del XX las perspectivas para la especie mejoraron. Hoy en día muchos de los antiguos hayedos carbonizados son bosques adultos o preadultos, que continúan creciendo en biomasa arbórea (un 18% en los hayedos de Navarra en los últimos 20 años: IFN, 2001). Además, el haya es una especie en clara expansión geográfica y la demanda actual de leña y carbón vegetal evoluciona fuertemente a la baja, por lo que la madera moribunda o caída por causas naturales suele quedarse en el monte a no ser que esté situada en un lugar fácilmente accesible. Con este escenario, la especie podría ir ampliando paulatinamente su área de distribución colonizando nuevos hayedos. Sin embargo, en la actualidad en uno de sus dos núcleos principales (Quinto real) se ha detectado una disminución de la densidad de la especie, debido a la intensificación de la gestión forestal (BASOA, 2001); véase también Amenazas y Medidas de Conservación Propuestas), lo que pone de manifiesto la extrema dependencia de la especie de una gestión forestal adecuada. Asimismo, habrá que mantener la alerta sobre posibles nuevos usos (por ej. biomasa para la producción de electricidad) de la madera muerta que en la actualidad suele quedar en el monte.

ECOLOGÍA

En los Pirineos el Pico Dorsiblanco se presenta en bosques en los que el haya (*Fagus sylvatica*) es la especie dominante, pudiendo ser hayedos puros o acompañados de diferentes robles, pino negro (*Pinus uncinata*), abeto (*Abies alba*) y/o pino albar (*Pinus sylvestris*), siempre y cuando el haya siga siendo la especie dominante (Lorente, 1999; obs. pers.) en alturas que van desde 800-1700 msnm. Se trata de una especie sedentaria, estrictamente forestal, que depende de la existencia de invertebrados xilófagos y/o asociados a la corteza de los árboles (Aulén, 1988). El hábitat óptimo es un bosque con arbolado maduro, de gran diámetro y/o presencia de madera muerta o árboles decrepitos.

AMENAZAS

El Pico Dorsiblanco es una especie totalmente dependiente del tipo de manejo forestal llevado a cabo. Precisa de la existencia permanente de madera muerta y de arbolado maduro y viejo. Una gestión forestal que no tenga en cuenta estos requerimientos es incompatible con su conservación. Todavía hoy está ausente de áreas potencialmente óptimas situadas en pleno núcleo principal en las que se produjeron fuertes intervenciones forestales hace más de 50 años (Campión, 1998), lo que demuestra un impacto a largo plazo de actuaciones negativas producidas en un corto espacio de tiempo. En los países escandinavos, se han reducido drásticamente sus poblaciones por un manejo del hábitat que ha prima-

do la existencia de masas de coníferas (Carlson, 2000; Virkkala, *et al.*, 1993). En Huesca, los territorios desaparecidos han sufrido una explotación forestal totalmente inadecuada para la especie (1) (L. Lorente *in litt.*, 2001).

La intensificación de la gestión forestal en Quinto Real (3) (Navarra) ha provocado una disminución de la densidad de la especie en los últimos siete años (BASOA, 2001) y también hay evidencias de amplios hayedos adultos en Navarra gestionados intensivamente con densidades muy débiles o inexistentes de Pico Dorsiblanco.

La intensificación de la explotación forestal y la tala de pequeños hayedos situados en fuertes altitudes es incompatible con la conservación de la especie (1), como lo demuestra la práctica desaparición de los pocos territorios conocidos en Huesca y la ya mencionada ausencia de la especie en algunos hayedos de Navarra situados en plena área de distribución. Aunque la situación en los Pirineos atlánticos es buena, existen al este pequeños núcleos de población aislados en Francia; Grangé (2001) atribuye a esta fragmentación la posible desaparición de antiguos núcleos ibéricos al este del valle de Hecho (Huesca).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La red de Espacios Protegidos de Navarra incluye núcleos de la especie en diferentes figuras de protección (Parque Natural, Reserva Integral, Reserva Natural, Enclave Natural). Tras la aplicación de la Directiva Hábitats y en lo que se refiere a Navarra, en torno al 95% de la población de Pico Dorsiblanco ocupa territorios propuestos como Lugar de Interés Comunitario. Varias de estas zonas son a su vez ZEPA (incluidas en la propuesta de red Natura 2000). La pareja conocida en Aragón también se encuentra en el interior de una ZEPA. En Navarra, todos los actuales Proyectos de Ordenación Forestal contemplan la necesidad de mantener un número de 8-10 árboles/ha tras la corta final en los hayedos, así como fechas críticas de no actuación para no interferir en la reproducción de la especie.

En estos momentos la administración navarra está cuantificando la madera muerta existente, con la intención de fijar objetivos de gestión apropiados.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Manejo forestal. La explotación forestal de los hayedos es compatible con la presencia de la especie, ya que la misma se presenta en aparentemente buenas densidades en bosques explotados desde antiguo. El actual sistema de aprovechamiento de los hayedos (aclareo sucesivo con regeneración natural) es soportado por el ave, siempre y cuando se incorporen a la planificación forestal aspectos como la existencia de áreas dejadas a evolución natural (2), y que permanezca cierta cantidad de madera muerta o decrepita disponible en el monte (2), así como la permanencia estable de un número mínimo de pies por hectárea tras la corta final (2). En caso contrario se provoca la desaparición de la especie de las zonas explotadas y una reducción de la capacidad de acogida del bosque.

Al igual que en Escandinavia, donde se está experimentando con diferentes técnicas de manejo del arbolado (anillado, descortezamiento) para garantizar el suministro de madera muerta a corto plazo (Aulén, 1988), en España es recomendable sentar las bases para un manejo forestal adecuado que garantice la viabili-

dad de los principales núcleos, asegurando que los mismos se encuentran conectados por corredores de hábitat óptimo.

Áreas Protegidas. Prácticamente la totalidad del área de la especie se encuentra en ENP. La conservación de la especie pasa por la adopción de una gestión forestal correcta.

Seguimiento. Para una buena gestión y conservación del Pico Dorsiblanco, es necesario hacer un seguimiento de la evolu-

ción de efectivos y distribución, con el fin de poder conocer con suficiente detalle su situación real, tendencias y respuestas a los distintos tipos de medidas de conservación y manejo forestal (3). Asimismo, nos encontramos muy lejos aún de conocer el funcionamiento de procesos clave para la especie (principalmente dinámica de la madera muerta -entendida en sentido amplio- y manejo de la misma) (2).

Alondra Ricotí *Chersophilus dupontii*

En Peligro; EN B2ab(ii,iii)

Autores: Vicente Garza, Francisco Suárez y José Luis Tella

La población de Alondra Ricotí, cuyo tamaño pudiera estar seriamente sobrealorado, se encuentra en declive debido a la pérdida de hábitat por roturación de las estepas de vegetación natural; este proceso continúa en la actualidad, lo que hace prever la desaparición de las pequeñas poblaciones marginales en el área de distribución. La conservación de la Alondra Ricotí debe considerarse prioritaria, debido a que las únicas poblaciones europeas se encuentran en España. La Alondra Ricotí se ha considerado como En Peligro debido a que (1) la superficie del área de ocupación es menor a los 500 km² y se encuentra muy fragmentada y (2) la población estimada es de unos 13.000 individuos, la gran mayoría de los cuales se encuentran en sólo unas 14 localidades.

DISTRIBUCIÓN

La Alondra Ricotí cuenta con una distribución restringida al Palearctico occidental, con poblaciones en la península Ibérica y el norte de África, desde Marruecos hasta Egipto. Se han descrito dos subespecies: *dupontii*, que se encuentra en España, Marruecos, norte de Argelia y noroeste de Túnez, y *margaritae*, a la que pertenecerían las poblaciones más meridionales de Argelia y Túnez, junto a las de Libia y Egipto (Cramp & Simmons, 1988). En Europa únicamente está presente como nidificante en España (Garza & Suárez, 1990), aunque en Portugal existen citas antiguas sobre su reproducción en Portugal (p. ej., Bocage, en Irby, 1895) y algunas otras recientes de su presencia estival. La población norteafricana, poco conocida, se encuentra repartida en unas diez zonas al norte del Sahara, aparentemente aisladas entre sí; la más extensa sería la que se encuentra en la región de los Haut Plateaux, entre Marruecos y Argelia (Cramp & Simmons, 1988; Isenmann & Moali, 2000).

España. Se distribuye por la región mediterránea, estando ausente de toda la franja eurosiberiana septentrional. Aunque su área de distribución puede parecer extensa, el área de ocupación se caracteriza por su reducido tamaño y alto grado de fragmentación. Su superficie total se ha estimado en unos 500 km², repartidos en unas 50-70 zonas correspondientes a las comunidades autónomas de Castilla y León, Navarra, Cataluña, Castilla-La Mancha, Valencia, Murcia y Andalucía (Garza & Suárez, 1988, 1990). Estas zonas pueden agruparse en cinco grandes regiones naturales: el Sistema Ibérico, la depresión del Ebro, la meseta norte, La Mancha y el sudeste peninsular. Los núcleos principales del sistema Ibérico se localizan en las parameras de las provincias de Soria y Teruel, interconectados por las poblaciones dispersas existentes en el norte de Guadalajara y el sur de Zaragoza. Hacia el sur, la población del Sistema Ibérico llega hasta algunos páramos de la Serranía

Oriental de Cuenca y el norte de Valencia, mientras que hacia el noreste diferentes poblaciones establecen una cierta continuidad entre las ibéricas y las de la depresión del Ebro. En la Depresión del Ebro, las principales áreas se localizan en su zona media, en la provincia de Zaragoza (Los Monegros y Tierra de Belchite), con núcleos dispersos distribuidos por Navarra, Huesca, Teruel, Lérida y tal vez La Rioja (Garza & Suárez, 1988; Astrain & Etxeberria, 1998; Sampietro, 2000; Bota, 2002; Martí & Del Moral, 2003). Tanto en el Sistema Ibérico como en la Depresión del Ebro, la Alondra Ricotí no presenta una distribución continua, sino que su población se encuentra en pequeños núcleos, dispersos en torno a unas pocas zonas donde se concentra la mayor parte de los efectivos. Se conocen seis de estas localidades importantes en Aragón (Sampietro, 2000) y otras ocho en Castilla y León, estas últimas todas en los páramos sorianos, salvo una existente en Segovia (Garza & Suárez, 1992; Hernández, 1999).

El carácter muy localizado de la especie es todavía más patente en las otras tres regiones. En la meseta norte la población se encuentra repartida por diferentes zonas de las provincias de Segovia, Soria, Burgos, Palencia y Salamanca, llegando hasta las comarcas que definen su límite noroccidental en la provincia de Zamora, como la de la Culebra, La Carballeda y los Arribes del Duero en Zamora (Noticiero Ornitológico de *Ardeola*; Garza & Suárez, 1992; Román, 1996; Sanz-Zuasti *et al.*, 1996; Jubete, 1997; Martí & Del Moral, 2003). En La Mancha se conocen algunas poblaciones en Cuenca, en sendos humedales de Toledo y Albacete y en el Campo de Montiel (Albacete-Ciudad Real; Garza & Suárez, 1988). Por último, su presencia en el Sudeste árido ibérico queda restringida a una única población en Murcia y varios pequeños núcleos repartidos por la de Gádor y el litoral almeriense y, en Granada, en las Hoyas de Guadix y Baza y la zona de Padul (Garza & Suárez, 1988; Manrique, 1993; SEO, 1999; Martí & Del Moral, 2003).

Las distintas poblaciones se reparten a lo largo de un amplio gradiente altitudinal, pudiendo encontrarse desde el nivel del mar (cabo de Gata, Almería), hasta los 1550 m (de Gádor, Almería). No obstante, el grueso de la población se concentra en dos franjas altitudinales: entre 1.000 y 1.400 m y entre 250 y 500 m (69% y 24% de la población, respectivamente; Garza & Suárez, 1988).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población que se reproduce en España se estimó en unos 13.000 individuos en 1988 (Garza & Suárez, 1990), cifra obtenida a partir de la extrapolación de las densidades resultantes de censos mediante el método de transecto a la superficie de hábitat adecuado en cada una de las zonas muestreadas. A la luz de estudios más recientes (V. Garza *et al.*, datos inéditos), es probable que el tamaño poblacional sea muy inferior.

Según los resultados del inventario realizado en 1988, la mayoría de los efectivos se concentrarían en los páramos del Sistema Ibérico y las zonas aledañas de la meseta norte (68% de la población) y en las estepas del Valle del Ebro (28%). El resto, apenas un 4% del total, se encontraría disperso en pequeñas poblaciones repartidas por diferentes localidades de la parte central y noroccidental de la meseta norte, la meseta sur y el Sudeste ibérico. Considerando la información que ha ido apareciendo después de la realización de este primer inventario, la situación según Comunidades Autónomas es la siguiente:

Andalucía. Las únicas estimaciones disponibles sobre el tamaño de las poblaciones dispersas que existen en Almería y Granada cifran el número de efectivos en torno a los 320 individuos (Garza & Suárez, 1988). La población de la de Gádor (Almería) se calcula que cuenta con unas 20 pp. (Manrique, 1993). En la zona de la Reserva de Las Amoladeras (Almería) la población actual es de unos 20 individuos (E. López, datos inéditos). En 1998 se localizó una población en Granada que contaba con 129 individuos (Martín-Vivaldi *et al.*, 1999), aunque en 2002 se estima una cifra muy inferior (J. L. Tella & M. Carrete; datos inéditos).

Aragón. La población aragonesa se estimó en unos 3.600 individuos (Garza & Suárez, 1988), cifra que ha sido posteriormente revisada en el Atlas de Aragón, para situarla en 4.700-4.900 individuos (Sampietro, 2000). Según este estudio, el 57,9% de la población se encontraría en las estepas del valle del Ebro, donde destacan por su importancia numérica los núcleos existentes al sur de los Monegros y la Tierra de Belchite-Bajo Aragón; el 42,1% restante se localizaría en las parameras del Sistema Ibérico, con poblaciones importantes en Blancas, Campo de Visiedo, Muniesa-Cortes y Calatayud-Campo Romanos.

Castilla-La Mancha. La población castellano-manchega se ha estimado en unos 1.500 individuos (Garza & Suárez, 1988; Martínez, 1999). La mayor parte de ellos se encuentran en pequeñas poblaciones en los páramos de las provincias de Guadalajara y Cuenca (900 y 500 individuos, respectivamente). El resto se encuentran repartidos en unas 5 poblaciones residuales y muy dispersas en la llanura manchega, en las provincias de Toledo, Ciudad Real, Albacete y Cuenca (Garza & Suárez, 1988; Martí & Del Moral, 2003).

La población estaría repartida entre provincias del siguiente modo: Guadalajara, entre 1900 y 2000 individuos (el 70% en Tartanedo-Embid), Cuenca con unos 450 y Toledo entre 28 y 38 individuos. La población de Albacete no está cuantificada pero es escasa (CAMA-Castilla La Mancha, 2002).

Castilla y León. La población castellano y leonesa es la más importante de España, habiéndose cifrado en unos 6.250 individuos (Garza & Suárez, 1990). El núcleo más numeroso se encuentra en la franja meridional de la provincia de Soria (5.890 individuos), con dos zonas principales: los Altos de Barahona y Layna (2.200 y 500 pp., respectivamente, Garza & Suárez, 1992); estudios más recientes realizados en los Altos de Barahona sitúan la población en 2.000 pp. (Hernández, 1999; 2000). En torno a estas dos zonas, y hacia el norte, existen pequeñas poblaciones, de entre 50 y 100 pp. (Garza & Suárez, 1990; 1992), que alcanzan hasta el límite con La Rioja (Martí & Del Moral, 2003). Hacia el oeste, la especie aparece en localidades dispersas en el sur de Burgos, donde se conocen dos poblaciones que suman un total de 100-135 individuos (Román, 1996; Almodóvar *et al.*, 1999) y el este de Segovia; en esta última provincia, las áreas más relevantes para la Alondra Ricotí se localizan en las Hoces del Río Duratón, con unos 900-1.000 individuos (Arroyo *et al.*, 1992; Garza & Suárez, 1992) y en las Hoces del Río Riaza, donde se han estimado unas 300 pp. (Garza & Suárez, 1992). La presencia de la Alondra de Dupont en el resto de Castilla y León resulta testimonial, quedando reducida a poblaciones muy pequeñas en Palencia y Zamora (Noticario Ornitológico de *Ardeola*; Sanz-Zuasti *et al.*, 1996; Jubete, 1997).

Cataluña. Una única población, en la provincia de Lérida, que cuenta con unas 15-20 pp. (Bota, 2002).

Murcia. Una única población, al pie de Espuña, de unos 16 individuos en el año 2000 (Guardiola *et al.*, 2000). En el año 2002 sólo se detectan 4-5 individuos en la misma localidad (Tella & Carrete, 2002, y datos inéditos). En el invierno de 2001 se detecta un ejemplar en una nueva localidad, del Picarcho (González, 2002), donde no se ha podido confirmar su presencia en 2002 (Tella & Carrete, datos inéditos).

Navarra y La Rioja. La población navarra fue cifrada inicialmente en 1.100 individuos (Garza & Suárez, 1988), aunque datos más recientes, y probablemente más ajustados a la realidad, la sitúan entre 245 y 560 individuos, repartidos en tres núcleos (Astrain & Etxeberria, 1998). En La Rioja, la población, de existir, probablemente estaría formada por muy pocos individuos.

Valencia. Una única población, en el Rincón de Ademuz, que tan sólo cuenta con unos 20 individuos (Garza & Suárez, 1988; Urios *et al.*, 1991).

Las tendencias poblacionales resultan difíciles de establecer debido a la falta de datos precisos. Las nuevas poblaciones que se han ido localizando durante los últimos años en determinadas zonas de Castilla y León, Andalucía y Murcia (Jubete, 1997; Román, 1996; Sanz-Zuasti *et al.*, 1996; Guardiola *et al.*, 2000; Martí & Del Moral, 2003) responden a una mejor prospección, más que a una verdadera expansión de la especie. Por el contrario, el resto de datos parecen indicar que la especie se encuentra en regresión. En Aragón, Sampietro (2000) señala la desaparición de pequeñas poblaciones y la disminución de efectivos en otras más numerosas debido a la destrucción de su hábitat, que ha afectado principalmente a los núcleos existentes en la Depresión del Ebro. Prospecciones realizadas en 2002 (Tella & Serrano, datos inéditos) confirman una fuerte disminución de los efectivos e incluso la extinción de varios núcleos en los sectores de la depresión de las tres provincias aragonesas, con respecto a la información disponible en los años ochenta (Aragües, 1992; Sampietro, 2000). Una situación similar se está produciendo en los páramos de Castilla y León; en zonas como los Altos de Barahona y las Hoces del Río Duratón se ha constatado la disminución de la superficie de matorral de ca-

méritos por la expansión de los terrenos cultivados (Arroyo & Garza, 1995; Hernández, 1999). El proceso de regresión es también patente en las poblaciones marginales en el área de distribución, habiéndose constatado la desaparición de la especie en los Páramos de Masa y La Lora en Burgos (Román, 1996) y la regresión de la única población existente en Cataluña (de 50-60 pp. en 1994 a 15-20 pp. en 2001, Bota, 2002) y de la existente en las estepas del cabo de Gata en Almería (de 300 individuos en 1988 a 24 en 2002, E. López, datos inéditos). En el caso de Murcia ha pasado de unos 360 ejemplares repartidos en cinco localidades a comienzos de los años noventa (Guardiola *et al.*, 2000) a menos de 10 pp. en una sola localidad confirmada en el año 2002 (Tella & Carrete, datos inéditos). La única excepción es la aparente estabilidad de la población navarra (Astrain & Etxeberria, 1998).

ECOLOGÍA

Los índices de densidad (número de individuos/km²) obtenidos mediante transectos en primavera presentan una amplia variación ínter e intrapoblacional. Para el conjunto de los páramos del Sistema Ibérico y la meseta norte, Garza & Suárez (1990) señalan un valor medio de 4,0 (rango, 5,1-3,2); en zonas concretas como los Altos de Barahona el rango de variación es aún mayor, entre 0,7 y 7,8 (Hernández, 1999). En Aragón, es más abundante en los páramos del Sistema Ibérico (valor medio, 4,0; rango, 3,2-5,1) que en las zonas esteparias de la Depresión del Ebro (media, 3,1; rango 0,5-7,3; Garza & Suárez, 1990; Sampietro, 2000). En los restantes núcleos poblacionales, las densidades resultan muy bajas en La Mancha y en la Hoya de Baza (medias, 0,8 y 1,3; rangos, 0,5-1,4 y 0,7-1,8, respectivamente; Garza & Suárez, 1990), situación similar a la que se observó en la aparentemente extinta población de los páramos burgaleses (0,2; Tellería *et al.*, 1988); por el contrario, la población que existía en la zona costera de Almería presentaba una densidad relativamente alta (media, 5,7; rango, 5,8-5,9; Garza & Suárez, 1990).

En Castilla-La Mancha aparece con densidades máximas en Guadalajara en los páramos de Embid, con 8 aves/10 ha, siendo la densidad media para el área de distribución en dicha provincia de 3,24 aves/10 ha. En Toledo las densidades oscilaron entre 0,21 y 0,55 aves/10 has (CAMA-Castilla La Mancha, 2002).

La Alondra Ricotí manifiesta un comportamiento muy estricto en cuanto al hábitat, resultando determinantes dos aspectos: la topografía del terreno y las características de la vegetación (Garza & Suárez, 1990). Sólo está presente en zonas llanas o de pendiente poco acusada y cuya vegetación esté compuesta por matorral bajo. El hábitat óptimo lo constituye las zonas con matorral de caméfitos (tomillares, aulagares, cambronales, matorral gipsófilo y halófilo, etc.), cuya altura media esté entre 20 y 40 cm, la altura máxima se encuentre entre 60 y 80 cm, y los valores de cobertura total de matorral que supera los 40 cm y de herbáceas se sitúen entre 0-10% y 0-25%, respectivamente. Como consecuencia, no se encuentra en laderas, cultivos, zonas arboladas, pastizales puros de herbáceas ni en aquellas zonas donde el matorral es demasiado bajo, como algunos tipos de tomillares, o demasiado alto y cerrado, caso de algunas formaciones de aulaga, jara, romero o brezo. Sin embargo, respecto a otros condicionantes ambientales, como puedan ser la altitud, clima o el tipo de sustrato la especie presenta una amplia tolerancia.

En cuanto a los movimientos estacionales, la Alondra Ricotí parece ser una especie básicamente sedentaria, permaneciendo al

menos una parte de la población en sus áreas de cría durante todo el año (Garza & Suárez, 1990; Aymí *et al.*, 1994; Sampietro, 2000). No obstante, pueden producirse fugas locales en algunas poblaciones y movimientos dispersivos, lo que explicaría su presencia en localidades tan alejadas de sus zonas de reproducción como los Aiguamolls de l'Empordà (Estrada, 2001).

Por último, en lo que se refiere a la reproducción, son destacables dos aspectos, referidos a la larga duración del periodo de cría, que se extiende desde febrero a julio, y el elevado porcentaje de intentos de reproducción fallidos, habiéndose comprobado una pérdida de nidos del 84% (Herranz *et al.*, 1994).

AMENAZAS

Las principales amenazas que se ciernen sobre la población de Alondra Ricotí están relacionadas con el reducido tamaño y la fragmentación de la población, la pérdida de hábitat y la depredación.

Población pequeña y fragmentada. (1) La población total de la especie es extraordinariamente baja tratándose de un Paseriforme, situación que se ve agravada por el alto grado de fragmentación que presenta. Esto supone un grave riesgo de extinción de las pequeñas poblaciones marginales, que además de encontrarse muy distantes entre si y de los dos grandes núcleos del Sistema Ibérico y la Depresión del Ebro, disponen de una superficie de hábitat muy limitada.

Pérdida de hábitat. (1) Tanto en las pequeñas poblaciones, como en aquellas otras más numerosas, la pérdida de hábitat es la principal amenaza para la especie. La Alondra Ricotí está ligada a un tipo de estepas muy concreto (véase Ecología), que, en contra de lo que pudiera parecer, están sujetas a un fuerte grado de intervención por parte del hombre. Aunque se trata de zonas preferentemente ganaderas, sobre todo de ovino, y tienen un carácter marginal desde el punto de vista agrícola, una parte importante de su superficie se encontraba cultivada hace unos 50 años. Cuando estas tierras de labor dejaron de cultivarse, comenzó la regeneración del matorral, con el consiguiente incremento de la superficie del hábitat de la Alondra Ricotí. Tras esta fase inicial de expansión, a lo largo de los últimos 20 años el proceso se ha invertido debido a las roturaciones, tanto de las antiguas tierras de labor, como de terrenos que nunca lo fueron. Aunque la incidencia de este proceso resulta imposible de cuantificar con las estadísticas agrarias disponibles, parece indudable que el hábitat de la especie se encuentra en regresión por la ampliación de la superficie de cultivo (secano y regadío) o destinada a la reforestación, situaciones ambas relacionadas con la aplicación de políticas agrarias comunitarias (para más detalles, véase apartado de amenazas de la Ganga Ortega). Todo ello ha provocado la desaparición de pequeñas poblaciones y el retroceso de otras de mayor importancia en Castilla y León y Aragón (Hernández, 1999; Sampietro, 2000; Tella & Serrano, datos inéditos). De la rapidez de estos cambios da idea el hecho de que en una importante población de Segovia se haya estimado un descenso en el número de efectivos del orden del 10% en apenas tres años (Arroyo & Garza, 1995).

Depredación. (2) La alta tasa de depredación que sufren los nidos de la especie constituye un factor de riesgo que, además de dificultar una posible recuperación, pone en peligro especialmente a las pequeñas poblaciones marginales.

Otros problemas. Además de estos problemas que afectan a la mayor parte de las poblaciones, existen otros que afectan a zo-

nas más concretas, como es el caso de la población del litoral almeriense, amenazada por la expansión de los cultivos bajo plástico, la única población palentina, amenazada por la ampliación de una cantera (Jubete, 1997) o la también única población catalana, que puede verse afectada por el desarrollo de una instalación aeroportuaria (Bota, 2002).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La conservación de la Alondra Ricotí pasa, en primer término, por reconocer el estado crítico en que se encuentra la población española, única en Europa, cuyo número de efectivos resulta muy bajo. Hasta la fecha no se han implantado programas específicos para la protección de la especie, aunque algunas poblaciones importantes de Castilla y León y Aragón se encuentran dentro de ZEPA declaradas para las aves esteparias; este hecho, sin embargo, no ha impedido que su hábitat siga disminuyendo paulatinamente por el incremento de las superficies de cultivo.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

La conservación de la especie debería enfocarse hacia la preservación de su hábitat, la protección de las poblaciones y el estudio de su estatus real en España.

Protección del hábitat. (2) (a) Evitar o limitar la expansión de las tierras de cultivo y la reforestación de eriales y matorrales en las zonas donde está presente la especie; (b) Restringir la implantación de nuevos regadíos, incluso los ya planificados, cuando con ello se vean afectadas poblaciones de Alondra Ricotí, especialmente en las zonas esteparias de la Depresión del Ebro y en los saladares y humedales de La Mancha y el sudeste ibérico; (c) fomentar la existencia de parcelas de erial, exentas de laboreo y la

ganadería extensiva de ovino, ajustando la carga ganadera a los requerimientos de hábitat de la especie; en este sentido, deben evitarse tanto cargas ganaderas excesivas como demasiado bajas, ya que ambas situaciones pueden conducir a formaciones vegetales que, por su cobertura y estructura, no responden a las necesidades de la especie; y (d) Limitar el desarrollo urbanístico y la implantación de infraestructuras (autovías, líneas férreas de alta velocidad, parques eólicos, caminos rurales, etc.) u otras actividades dentro del área de distribución de la especie, en particular, dentro de las ZEPA (donde la presencia de la Alondra Ricotí debe considerarse en las evaluaciones de impacto ambiental como un factor determinante).

Protección de las poblaciones. (3) Debe establecerse una red de espacios protegidos que garantice la viabilidad de las distintas poblaciones, en la que deberían incluirse prioritariamente aquellas que, por su pequeño tamaño y aislamiento, están seriamente amenazadas.

Estudio y seguimiento. (1) Es necesario llevar a cabo programas de estudio y seguimiento para disponer de la información necesaria para una correcta gestión y protección de la especie. Este tipo de estudios deberían incorporar a sus objetivos las siguientes cuestiones: a) elaborar una cartografía detallada del área de distribución de la especie; b) desarrollo y puesta a punto de metodologías de censo precisas, acordes con las peculiaridades de la especie y que permitan superar las aparentes limitaciones de las técnicas utilizadas hasta la fecha para determinar el número de efectivos de la población y su tendencia c) establecer programas de seguimiento plurianual de las poblaciones, con objeto de precisar su evolución y detectar problemas de conservación; y d) iniciar el estudio a largo plazo de la ecología poblacional y espacial de la especie, con el objeto de conocer aspectos básicos para su conservación como son su demografía, el tamaño mínimo de los parches de hábitat y distancia entre los mismos para mantener poblaciones locales viables, conectividad entre los mismos, etc.

Terrera Común *Calandrella brachydactyla*

Vulnerable; VU A2c+3c+4c

Autores: Eduardo de Juana y Francisco Suárez

Los escasos datos existentes sobre la evolución de las poblaciones y área de distribución de la Terrera Común muestran importantes descensos en los últimos diez años, probablemente superiores al 30%. Como causa fundamental de los mismos se perfila la desaparición de su hábitat principal, los barbechos a largo plazo, causada tanto por la intensificación generalizada del cultivo de cereal en secano y la implantación de regadíos, como por los cultivos arbóreos y bajo plástico en diferentes comarcas. El hecho de que estas tendencias agrarias continúen plenamente vigentes en la actualidad, junto a las incertidumbres derivadas del futuro de la Política Agraria Común, hace pensar que la situación de la especie se agravará sustancialmente en los próximos años. Por todo ello, la Terrera Común se califica como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

La Terrera Común (*Calandrella brachydactyla*) extiende su área de distribución por el sur del Paleártico desde la península Ibérica y Berbería hasta las estepas centroasiáticas, donde alcanza Transbaicalia, Mongolia y el centro y norte de la China. A menudo ha

sido considerada conoespecífica de *Calandrella cinerea*, de distribución afrotropical (Sibley & Monroe, 1990). En el oeste del Paleártico ocupa una franja en torno a los mares Mediterráneo y Negro, situándose las poblaciones europeas más importantes en Iberia, y secundariamente, el sur de Rusia (Hagemeyer & Blair, 1997; Tucker & Heath, 1994). Las aves europeas, correspondien-

tes a la subespecie nominal *C. b. brachydactyla*, invernan en África, principalmente en el Sahel (Cramp, 1988).

España. En España la Terrera Común es un ave ampliamente distribuida, aunque ausente de los sectores norteños no mediterráneos y de las áreas de montaña en general. No está presente en las comunidades autónomas de Galicia, Asturias, Cantabria y el País Vasco, así como en las comarcas más septentrionales de Navarra y Aragón y en la mayor parte de Cataluña. Falta también en Canarias, aunque no en Baleares, donde se reproduce en las cuatro islas principales, estando relativamente bien distribuida, aunque no sea muy abundante (Avellá *et al.*, 1997; Escandell, 1997). En las demás regiones es, por lo general, ave bastante repartida y común, si bien progresivamente más rara hacia el norte y el oeste. En altitud asciende poco en líneas generales, por ejemplo a no más de 1.000 m en Cataluña (Muntaner *et al.*, 1983), aunque ocasionalmente se ha encontrado criando en superficies llanas de montañas elevadas, tanto en el sureste (hasta 2.100 m en la de Filabres, Almería; Manrique, 1996) como en el norte (a 1900-2.050 en la de La Campiña, Burgos; Román *et al.*, 1996).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La cuantía de la población reproductora en España se ha estimado tentativamente en 2.200.000-2.600.000 pp. (Purroy, 1997). Estas cifras, que en principio pueden parecer abultadas, podrían ser correctas en cuanto a orden de magnitud si se tienen en cuenta su amplia distribución, la gran extensión que ocupan sus hábitats potenciales y las densidades medias que alcanza. El avance de las superficies de cultivos y aprovechamientos para el año 2000 (MAPYA, 2001) incluye entre otros ambientes en principio favorables (véase apartado de Ecología) 3,2 millones de ha de barbechos, 1,6 millones de ha de eriales y 0,3 millones de ha de espartales, a lo que habría que sumar un porcentaje indeterminado de las superficies de pastizal (5,2 millones de ha), de manera que la extensión de hábitat útil a la especie podría fácilmente alcanzar los 6-7 millones de ha. Además, en un amplio muestrario de localidades con presencia de la especie ($n = 80$) se ha podido calcular una densidad media de 7,2 individuos/10 ha (F. Suárez, V. Garza & M. Morales, datos inéditos). Sin embargo, hay que tener en cuenta que las abundancias de esta especie varían enormemente a escala regional y comarcal, de manera que si en algunas es muy común y puntualmente puede alcanzar densidades elevadas, en otras resulta difícil de localizar incluso en tipos de hábitat en principio favorables (véase Ecología). Así, mientras en Almería es una de las especies más abundantes y mejor distribuidas (Manrique, 1996), con una población que debe alcanzar sin duda cientos de miles de parejas, en otras provincias las estimaciones llevadas a cabo apuntan efectivos muy bajos, como 3.000-5.000 pp. en Burgos (Román *et al.*, 1996), 3.000-6.000 pp. en Palencia (Jubete, 1997) o 450 pp. en Navarra (Elósegui, 1985).

Las tendencias poblacionales de la especie en el conjunto de España se desconocen con exactitud, aunque Purroy *et al.* (1997) avanzan una disminución de entre el 20% y el 50% de los efectivos en 20 años (periodo 1970-1990). Los resultados del programa SACRE de SEO/BirdLife para el periodo 1996-2001 indican una pendiente negativa de $-0,1181 \pm 0,0392$ ($P 0.0026$), a pesar de su variabilidad interanual. Asimismo, los resultados de su evolución en las principales áreas esteparias de Cataluña muestra similar tendencia, incluso más acusada. En 1994 se calculó una población de

3.000-4.000 pp., en 1998 de 800-1.500 pp., y en 2001 de menos de 1.000 pp. (Bota, 2002), lo que equivale a un descenso del 70% o más en sólo 8 años, el más notable entre las aves esteparias de la región (G. Bota, com. pers.). Además, de la comparación entre los mapas de distribución del atlas de aves nidificantes ahora en preparación (J. Estrada/ICO, *in litt.*) y el realizado en Cataluña a principios de los 80 (Muntaner *et al.*, 1983) se constata una fortísima regresión areal, habiendo desaparecido la especie de las provincias de Girona y Barcelona, así como de Tarragona, con excepción del delta del Ebro, y buena parte de Lleida. La población actual estimada para Cataluña es de 400-800 pp. (J. Estrada/ICO, *in litt.*). También en el margen noroeste del área de distribución el nuevo atlas español (Martí & Del Moral, 2003) parece evidenciar retracción por comparación al anterior (Purroy, 1997), concretamente en el norte de las provincias de León y Palencia.

Para otras partes de Europa, siempre con poblaciones muy inferiores a las nuestras, se han señalado tendencias regresivas en Francia, Hungría, Albania y Ucrania, al lado de aparente estabilidad en Portugal, Italia y Grecia, e incluso un aumento en Rusia (Tucker & Heath, 1994). En Francia, con población actualmente estimada en la horquilla 1.000-5.000 pp., la regresión numérica, mal conocida, se supone inferior al 20% en el periodo 1970-1990, si bien en el transcurso del siglo XX la Terrera Común ha desaparecido de regiones enteras (Maine-et-Loire, Loire-Atlantique, Charente, Charente-Maritime, Gironde, Landes...) y ahora se encuentra prácticamente acantonada en los sectores mediterráneos, donde destaca la población de La Crau con unas 1.000 pp. (Olliso & Cheylan, 1999).

A escala peninsular, los cambios agrarios ocurridos en la última década hacen pensar que la reducción de sus poblaciones bien ha podido ser del orden del 30% e incluso superior (ver apartado sobre Amenazas) ya que los datos comparativos de las superficies de cultivo entre 1990 y el avance del año 2000 indican que la reducción del hábitat potencial por cambios de usos agrarios ha podido ser de 1,7 millones de ha, a lo que habría que añadir el cambio en la gestión de los barbechos que afectaría aproximadamente a 2,6 millones de ha (en relación a una superficie potencial de hábitat de 6-7 millones de ha).

ECOLOGÍA

La Terrera Común es una especie característica de zonas llanas con escasa cobertura vegetal, estando presente en eriales, matorrales de escaso porte y lindes y bordes de cultivos, preferentemente en los pisos termo, meso y supramediterráneos, aunque en los macizos montañosos del sureste puede alcanzar puntos del piso oromediterráneo (Pleguezuelos & Manrique, 1987). También está presente en viñedos (e.g. Urios *et al.*, 1991).

Su densidad en los distintos medios esteparios y agrícolas españoles está estrechamente relacionada con la longitud geográfica, siendo independiente del piso bioclimático que ocupa (F. Suárez, V. Garza & M. Morales, datos inéditos). En una comparación entre diferentes regiones cerealistas españolas se detectó en un 41,8% de las estaciones de escucha en el Valle del Ebro ($n = 86$), 26,1% en el Valle de Guadalquivir ($n = 92$) y 23,2% en la meseta sur ($n = 151$), frente a sólo 7,1% en la meseta norte ($n = 170$) y 5,7% en Extremadura ($n = 122$), pareciendo, en efecto, más importantes a la hora de explicar la variación observada los factores ligados a la geografía y el clima que los relacionados con la diversi-

dad de usos del suelo o la intensificación de la agricultura (Martínez & De Juana, 1996).

También existen diferencias según el tipo de hábitat. Sobre la base de los resultados de los censos realizados en localidades donde está presente la especie, abunda en las localidades con matorrales de escaso porte (media \pm desviación típica: 12,8 \pm 12,6 aves/10 ha, n = 35 localidades), mientras que su densidad decrece notablemente en los diferentes sustratos agrícolas (cultivos, arados, rastrojos; 3,3 \pm 4,3 aves/10 ha, n = 20) y en los pastizales semiáridos (3,9 \pm 2,7, n = 5). En ciertas localidades llega a ser el alúcido más abundante de la comunidad ornítica, con densidades tan elevadas como 54 aves/10 ha en el tomillar de Alfés, provincia de Lleida (Calvet *et al.*, en prensa), 53 aves/10 ha en los llanos de Valeria, Cuenca (V. Garza y F. Suárez, com. pers.), 45-49 aves/10 ha en diversas localidades del valle del Ebro (Hernández & Pelayo, 1987) y hasta 62,5 aves/10 ha en la Salada de Alcañiz, Teruel (Sampietro *et al.*, 1998), densidades que en parte podrían explicarse por la costumbre, común a otros alúcidos, de nidificar en agregados semicoloniales.

En las localidades esteparias de vegetación natural donde está presente, la Terrera Común muestra una selección de hábitat relacionada con ciertas variables de la estructura de la vegetación (F. Suárez, V. Garza & M. Morales, datos inéditos). La comparación de estas variables en tramos de 100 m de transectos lineales (n = 495), en localidades distribuidas por toda España peninsular, muestra una selección positiva de rodales con escasa cobertura de matorral de altura superior a 50 cm (media \pm desviación típica del% de cobertura, presencia de Terrera Común: 4,7 \pm 8,7; ausencia: 9,0 \pm 14,6), mayor cobertura de matorral de escaso porte (% de matorral de 25-50 cm de altura, 16,1 \pm 12,3 *vs.* 7,9 \pm 11,8), escasa cobertura de pastizal (20,8 \pm 24,2 *vs.* 36,0 \pm 30,6) y escasa altura del matorral (altura máxima de la vegetación en cm: 48,3 \pm 20,3 *vs.* 54,5 \pm 28,3). Estos datos cuantitativos concuerdan con las descripciones del hábitat de la especie que figuran en distintos atlas regionales y de los cuales es una buena muestra el Atlas de Aragón, donde la especie es abundante: "ocupa diferentes tipos de matorrales ralos de escasa cobertura pero siempre en planicies" (Sampietro *et al.*, 1998).

Dentro de los diferentes sustratos agrarios, de acuerdo con lo señalado por Tellería *et al.*, (1988), los cultivos son los medios que parecen menos favorables, mientras que barbechos de larga duración, eriales y rastrojos, estos últimos especialmente después de la cosecha, arrojan mayores densidades. Apreciaciones parecidas abundan en la bibliografía, en particular en atlas ornitológicos regionales, y así el de la provincia de Burgos hace ver que en cultivos intensivos de cereal la especie aparece ligada a la presencia de pequeños eriales entre fincas, de barbechos o de cañadas, si bien en determinadas vegas parece haberse adaptado a cultivos de patata y remolacha (Román *et al.*, 1996).

La reproducción de la Terrera Común se ha estudiado en Layna, provincia de Soria (J. Herranz, com. pers.), donde el tamaño de puesta más frecuente es de 3-4 huevos (media \pm desviación típica: 3,43 \pm 0,61, n = 156 nidos) y el éxito de los nidos es muy bajo (aproximadamente el 20%, aunque variable entre zonas). Tamaños de puesta similares se han citado para Cataluña (media: 3,44 huevos, n = 9; Muntaner *et al.*, 1983) y Mallorca (media: 3,40 huevos, n = 8; Avella *et al.*, 1997). La mortalidad adulta y la esperanza de vida se desconocen en esta especie, aunque la Terrera Marismeña y la Cogujada Montesina en Almería pueden alcanzar edades de al menos 3 años (M. Yanes, J. Manrique, A. Sánchez y F. Suárez, com. pers.).

AMENAZAS

Reducción del hábitat de reproducción. Este es el principal, pero no único, factor de amenaza sobre la Terrera Común. Los cambios agrarios acaecidos en las últimas décadas, que pueden cuantificarse orientativamente, muestran que los hábitats preferentes de la especie han experimentado una reducción notable en las últimas décadas. Estas modificaciones pueden sintetizarse en los siguientes aspectos: a) disminución de las superficies y cambio en la gestión del barbecho; b) incremento de las superficies de regadío y cultivos bajo plástico; c) sustitución de eriales y cultivos de cereal en secano por cultivos arbóreos, y d) reforestación de eriales y pastos o su puesta en cultivo.

a) Las superficies de barbecho en España han pasado de aproximadamente 4 millones de ha en 1990 a 3,2 millones de ha en 2000 (MAPYA, 2001), una reducción del 20% en 10 años. A ello hay que sumar la intensificación en la gestión del barbecho ya que, tal como describe Purroy (1999), en la actualidad los barbechos son arados sucesivas veces a lo largo del año y tratados profusamente con herbicidas, de modo que se produce una notable disminución de la abundancia, diversidad y cobertura de plantas arvenses, así como la rarefacción de los barbechos no arados de media o larga duración (1 a 3 años). Aunque no se conocen datos a escala peninsular sobre este último problema, observaciones propias indican que la extensión de este tipo de gestión está generalizada en las zonas más productivas, pero también afecta cada vez más a las áreas de producciones marginales.

b) El incremento de las superficies de regadío afecta a la gran mayoría de las regiones españolas y sus cifras son casi comparables a la disminución del barbecho: entre 1985 y 1997 las superficies en riego aumentaron en medio millón de ha (de 3 a 3,5 millones de ha), mientras el borrador del Plan Nacional de Regadíos prevé que en el horizonte 2008 se pongan en riego 243.000 ha de nuevas superficies. Dinámica similar, aunque con extensiones menores, experimentan los cultivos forzados bajo plástico del sudeste semiárido costero, donde las densidades de Terrera Común en ocasiones son elevadas (3,9 aves/10 ha, Garza y Suárez, com. pers.). En Almería se estimaban en 1997 unas 25.000 ha de cultivos en invernadero, con un incremento anual aproximado de un 1%. En Murcia las cifras son algo menores, unas 5.000 ha en 1999, y la tasa de crecimiento aproximada de 100 ha por año. Es conveniente señalar que, aunque la Terrera Común puede estar presente en ciertos regadíos (por ejemplo en Tierra de Campos, Díaz *et al.*, 1993), su densidad se reduce notablemente en relación con el secano intensivo (1,60 *vs.* 2,60 aves/10 ha) y desaparece en las zonas con cultivos bajo plástico.

c) La sustitución de eriales y cultivos de cereal en secano por cultivos arbóreos (principalmente olivares, almendros y frutales) es otro cambio de uso que representa una amenaza. Aunque no existe información sobre los usos anteriores a estas plantaciones arbóreas, las magnitudes de las superficies afectadas en los últimos tiempos pueden dar buena idea de la amenaza: las superficies de olivar se han incrementado desde aproximadamente 2 millones de ha en 1985 a 2,4 millones en 2000, los cítricos desde 265.000 mil ha en 1990 a 287.000 ha en 2000, y los frutales no cítricos, desde 947.000 ha en 1990 a 1.137.000 ha en 2000.

d) En cuanto a la recuperación de la vegetación y reforestación de eriales y pastos, en el marco del programa de reforestación de tierras agrarias (R. 2078/92/CEE y R.D. 152/96), es difícil juzgar los posibles efectos sobre la especie. En principio, a nivel nacional los principales hábitats sobre los que se ha actuado son potencialmente favorables (cultivos herbáceos, 29%; barbechos, 17%; erial a pastos, 20%; pastizales, 16%; Gómez-Jover &

Jiménez, 1997), habiéndose acogido a este programa, hasta octubre de 1998, un total de 549.000 ha, lo cual supondría, aplicando estos porcentajes, unas 450.000 ha de hábitat favorables a la especie. No obstante, muchas de estas repoblaciones se han efectuado en terrenos con pendientes elevadas, no adecuadas para la Torrera Común, por lo que es difícil estimar su repercusión real.

Una muestra ilustrativa de la incidencia conjunta de estos cambios de uso es el estudio realizado por Yanes *et al.* (datos inéditos) en el sureste de Jaén, en zonas llanas de matorral bajo (tomillares, aljezares y espartales) y cultivos marginales de cereal en secano. En esta zona, donde la Torrera Común es aún relativamente abundante, el efecto conjunto de las nuevas plantaciones de olivar y las repoblaciones forestales ha disminuido las superficies esteparias en un 75% en los últimos 12-15 años.

Depredación. El efecto negativo de depredadores generalistas, en especial el zorro, sobre las poblaciones de otros aláudidos ha sido estudiado con relativo detalle en la Reserva de Las Amoladeras, Almería, aunque no en esta especie en concreto (Yanes & Suárez, 1996). Sin embargo, los resultados obtenidos muy posiblemente sean extrapolables para la Torrera Común, pudiendo suponer la depredación un riesgo para su supervivencia local.

Otros factores. El efecto de otros factores relacionados con las prácticas agrarias, como el uso indiscriminado de herbicidas, la utilización de semillas blindadas, la desaparición de las lindes, etc., no ha sido estudiado en esta especie aunque se sabe que tienen efectos negativos sobre otras aves de medios agrarios (Campbell *et al.*, 1997). También dentro de este grupo de otros factores hay que añadir las infraestructuras (carreteras, aeropuertos, etc.) que encuentran en las zonas llanas sitios idóneos para ubicarse.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Aunque no existen actuaciones concretas para la especie, se han realizado diversos programas LIFE en zonas esteparias

que pueden contribuir a su conservación. También algunas de las medidas agroambientales, al amparo del R. 2078/92/CEE, pueden haber tenido una incidencia positiva, aunque no ha sido evaluada. Quizás las principales medidas para la conservación de esta especie hayan sido la declaración de ciertos espacios protegidos donde esta especie es aún abundante: Belchite (Aragón), Mas de Melons y Alfés (Lerida) y Las Amoladeras (Almería). A estos espacios hay que añadir también las ZEPA, aunque en este último caso la ausencia de Planes de Uso y Gestión en la mayoría de ellas puede limitar notablemente su efectividad para la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Las medidas de protección de la Torrera Común están estrechamente relacionadas con los usos y prácticas agrarias y posiblemente sean difíciles de implementar, al menos a corto plazo. Todas ellas deben de estar destinadas a crear rodales más o menos extensos de pastizal-matorral de escasa altura (caméfitos principalmente, como tomillares), escasa cobertura del matorral (cerca del 16%) y un porcentaje elevado de suelo desnudo. En este sentido, el pastoreo y la promoción del barbecho a largo plazo son esenciales y deberían incorporarse en los distintos programas agroambientales previstos al amparo del Reglamento de Desarrollo Rural (R. 1257/99/CE). Asimismo, existe una necesidad cada vez más urgente de que la Red de Espacios Protegidos española incorpore los diferentes tipos de estepas ibéricas.

Otras medidas agroambientales que limiten la tendencia de los cambios agrarios señalados como amenaza para la especie deberían tenerse en cuenta localmente o para el conjunto del Estado Español y deberían tener prioridad en los Planes de Uso y Gestión de los espacios protegidos por el Estado o las Comunidades Autónomas en zonas de carácter agrario y en las ZEPA de carácter estepario.

Torrera Marismeña *Calandrella rufescens apetzii*

Casi Amenazado; NT B2b(ii)

Autores: Francisco Javier Sampietro, Enrique Pelayo y Francisco Suárez

La Torrera Marismeña presenta un área de distribución y ocupación reducidas, ocupando un porcentaje muy reducido de las cuadrículas de 10 × 10 km de España como reproductora (tan sólo 247 cuadrículas peninsulares). Por otro lado se ha detectado una regresión evidente en sus poblaciones en gran parte del areal de distribución con una detración patente de su área de distribución en especial en localidades litorales. La población del valle medio del Ebro, con ser la más importante poblacionalmente, ha podido igualmente sufrir un descenso en efectivos por la pérdida de hábitat derivada de la roturación de las formaciones de matorral que ocupa. Por todo ello la subespecie peninsular de Torrera Marismeña se encuentra catalogada dentro de la categoría Casi Amenazada por encontrarse en una situación próxima a cumplir criterios de amenaza por su pequeña área de distribución y ocupación.

DISTRIBUCIÓN

Se distribuye por el Paleártico en una amplia banda comprendida entre las latitudes 25 y 50 °N (Manrique, J. & Yanes, M. en Tucker & Heath, 1994), extendiéndose desde las islas Canarias

(*C. r. rufescens* y *C. r. polatzeki*) por el oeste, hasta Manchuria por el este, incluyendo la península Ibérica, norte de África, Oriente Medio, Turquía, Ucrania, sur de Rusia, Irán, Irak, Afganistán, y grandes estepas del Asia Central (Snow & Perrins, 1998).

España. En España peninsular se encuentra la subespecie *C. r. apetzii*. La especie tiene una distribución bastante limitada y discontinua, en la franja costera mediterránea y suratlántica, valle del Ebro y zonas interiores del sureste peninsular así como ciertos saladares de la submeseta sur. Falta por completo en la región euro-siberiana. Muy localizada en la parte norte del litoral mediterráneo (circunscrita al delta del Ebro), es bastante más amplia en el litoral alicantino y sobre todo en el almeriense. Falta en la provincia de Castellón y se distribuye de manera muy restringida en la de Valencia (Sánchez, 1991). Igualmente se encuentra repartida por la zona litoral de Cádiz, siendo abundante en las marismas del Guadalquivir. En el interior peninsular penetra por el sureste en las provincias de Alicante, Murcia, Albacete, Almería y Granada. Alcanza ciertos sectores de la Meseta Sur, en las provincias de Ciudad Real, Toledo, Albacete y Cuenca donde existen núcleos aislados de la especie. Por el valle del Ebro, donde tiene su distribución más amplia, se encuentra circunscrita al fondo del valle desde el oeste de Cataluña hasta sectores muy concretos de las Bardenas navarras y la Ribera de La Rioja y Navarra. En Aragón tiene una distribución mucho más continua, ocupando la franja central de la región en el eje del Ebro, especialmente en la provincia de Zaragoza, pero también en el sector sur de la provincia de Huesca y el bajo Aragón turolense, penetrando incluso por algunas serranías de la Ibérica hasta unos 900 m. Su límite este en la depresión media del Ebro se localiza en el extremo sur de la provincia de Lérida, para reaparecer más al este en el delta del Ebro, debido a la barrera que forman las sierras litorales catalanas. Falta por completo en las islas Baleares.

Su distribución como invernante no presenta importantes variaciones sobre lo descrito para el periodo reproductor, al menos en las áreas más importantes (valle del Ebro, litoral mediterráneo y marismas del Guadalquivir), si bien existen ciertas poblaciones que parecen realizar desplazamientos invernales de entidad desconocida, pudiendo ser debidas a movimientos parciales de sus poblaciones.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Purroy *et al.* (1997) estiman 230.000-260.000 pp., con una disminución de su tamaño poblacional (entre 1970-1990) y del área de distribución. Los núcleos más abundantes son los de las costas atlánticas andaluzas, litoral almeriense y valle del Ebro, presentando también densidades muy elevadas en algunas comarcas interiores de Alicante (25-50 aves/10 ha), Granada y Almería; existe una tendencia regresiva, al menos en algunas de sus poblaciones españolas, que generalmente se ha asociado a cambios en el uso humano del territorio (Yanes & Manrique, 1997).

La Rioja. Muy localizada, y restringida a ciertos sectores de la Ribera del Ebro. Sin datos cuantitativos, pero sin duda muy escasa.

Murcia. Existe una gran laguna sobre los datos de reproducción, habiendo pasado casi por completo despercebida en la región hasta 1992. La población se considera, de forma preventiva, como de moderada a grande (Ortuño, 1996b).

Navarra. Su distribución es muy local, limitada a sectores concretos del sur de Navarra entre los que destaca el de las Bardenas Reales, con poblaciones muy superiores al resto de la provincia. Ha sufrido regresión local por la roturación de algunos enclaves ocupados por la especie. Con unas densidades medias entre 2,6 y 4,4 individuos/10 ha, se estima una población en torno a los

1.100-2.100 individuos sin poder precisarse la evolución reciente de la especie (Astrain & Etxeberria, 1998).

Aragón. Se carece de datos cuantitativos acerca de la evolución poblacional, por lo que únicamente se puede valorar su tendencia en función de la evolución que ha experimentado el hábitat de la especie en las áreas que ocupa; en este sentido la tendencia apunta claramente a una reducción de la superficie de hábitat apropiado para la especie como consecuencia, principalmente, de las roturaciones de vegetación natural para ganar superficie de cultivo o para justificar las superficies de barbecho requeridas por la PAC. De forma paralela, el abandono de tierras de cultivo que se ha producido en algunas zonas de secano ha permitido puntualmente cierta recuperación del hábitat y la recolonización de estos enclaves por parte de la especie pero sin que lleguen a compensarse las pérdidas de hábitat sufridas en otras zonas.

Diferentes estudios (Hernández & Pelayo, 1987; Sampietro, 1991; Sampietro & Pelayo, 1997 y 1999 y datos inéditos) permiten hacer una estima al menos aproximativa de las densidades medias para la Comunidad de Aragón de 20,1 aves/10 ha en los matorrales gipsícolas (hábitat mayoritario de la especie) y de 28,2 aves/10 ha en los para saladares. Dada una superficie útil estimada en unas 35.000 y 2.000 ha respectivamente para matorral gipsófilo en terrenos no excesivamente abruptos y saladares, se puede estimar en torno a las 38.000-40.000 pp. la población aragonesa de la especie.

Cataluña. Muy localizada, existiendo dos núcleos muy diferenciados. Mientras que la población de Lleida forma parte de la amplia mancha de distribución del valle medio del Ebro, en el delta del Ebro se localiza una población aislada de distribución muy restringida. La población de Lleida se ha calculado en unas 300-500 pp. y la estima total para Cataluña de 1200-1900 pp. (Estrada *et al.*, 1996). Sin información previa sobre el tamaño poblacional, por lo que no puede precisarse su evolución, el núcleo del delta del Ebro ha podido sufrir cierta regresión por la pérdida de hábitat. La población actual para Cataluña se estima entre 700-1.400 pp., con un ligero descenso en la tendencia poblacional durante los últimos 20 años (J. Estrada/ICO, *in litt.*).

País Valenciano. Su área de distribución no ha sufrido una reducción apreciable (Sánchez, 1991) lo que es un indicio de cierta estabilidad en sus poblaciones, aunque su hábitat, en especial en las zonas litorales, sufre una presión importante. Desde 1988 sólo se ha publicado su reproducción en localidades alicantinas y las cifras fuera de esta provincia son muy escasas (Dies & Dies, 1995a).

Andalucía. Presenta entre el 20 y 30% de la población ibérica (Castro & Manrique, 2001c). Su distribución es relativamente amplia en las marismas del Guadalquivir. Muy abundante como reproductor, oscilando entre 15.000 y 30.000 aves en zonas de marisma natural. Se estima que la especie se encuentra en declive debido a la disminución de las marismas de almajo en aceptable estado de conservación (García *et al.*, 2000). En Almería, provincia en la que se sitúa mayoritariamente en la franja litoral, por debajo de los 350 m de altitud (Pleguezuelos & Manrique, 1987; Manrique, 1996); en las zonas litorales es localmente muy abundante, alcanzando densidades de hasta 12,6 aves/10 ha. En Granada se encuentra muy localizada en puntos del interior de la provincia, habiendo desaparecido recientemente de muchas localidades litorales (Pleguezuelos, 1992), aunque en la Hoya de Baza muestra elevadas densidades, tanto reproductoras como invernales (34,4-89,1 aves/10/ha en primavera, 62,8-145,1 aves/10 ha en invierno). Esta última circunstancia parece haberse dado

igualmente en la provincia de Málaga, donde no se ha localizado a la especie, siendo citada en el litoral y en la laguna de Fuentepiedra (Pleguezuelos, 1992; Vargas *et al.*, 1983) y en la provincia de Huelva (Yanes & Manrique, 1997). Aunque sea abundante localmente, la pérdida de hábitat sufrida por la intensificación agrícola y la proliferación de cultivos bajo plástico y la ocupación y degradación de la banda litoral ha repercutido en un descenso significativo de sus poblaciones y en un constreñimiento evidente de su área de distribución.

Castilla-La Mancha. No se ha evaluado en su totalidad, pero se trata de una especie escasa y de distribución puntual en diversos medios de La Mancha. En los Saladares de Cordovilla se encuentran las densidades más elevadas con una población estimada para 1997 de 70 a 80 pp. reproductoras. Posiblemente la población establecida en los viñedos revista cierta importancia (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

ECOLOGÍA

La Terrera Marismeña es un integrante de las comunidades de aves asociadas a medios esteparios caracterizadas por ocupar áreas áridas y de elevada termicidad, y hábitats con una naturalidad elevada (Martínez & Purroy, 1993). La especie está asociada a planicies tapizadas por matorrales por lo general ralos y abiertos, asentados sobre sustratos blandos (suelos con predominio de yesos, margas, arcillas y limos) para las poblaciones del valle del Ebro, aunque también pedregosos y arenosos en el sureste de la península Ibérica; ocupa los pisos bioclimáticos termo y mesomediterráneos. En las zonas donde la especie es más abundante, alcanza a ocupar posiciones topográficas de ladera, siempre que las pendientes no sean muy elevadas (inferiores al 20%), y en muchas ocasiones se le encuentra en las zonas de cima de cabezos, cerros y vertientes, pero típicamente ocupa planicies y lomas a salvo de la acción del arado por la mala calidad de los suelos. En el periodo invernal en el valle del Ebro se encuentra frecuentemente en terrenos de labor, formando bandos muchas veces mixtos con otros aláudidos, pero habitualmente en el entorno de sus hábitats de cría que quedan casi vacíos, ocupando rastros y barbechos donde se alimenta. Sin embargo, en la estepa costera almeriense durante el invierno ocupa principalmente matorrales. Para la nidificación está estrictamente ligada a hábitats naturales, y así en las localidades de interior aparece en pastizales áridos de tipo espartal (*Stipa tenacissima*) y albardinar (*Lygeum spartum*), saladares asociados a "saladas" y hoyas salinas en el valle medio del Ebro (*Suaeda sp.*), localizados en barrancos salinos y en depresiones endorréicas, ramblas salinas (localización típica en localidades del interior en el levante peninsular), y muy frecuentemente en matorrales de porte mediano (hasta 1 m de altura) en asnalares (*Ononis tridentata* en el valle del Ebro y *O. natrix* en el sureste peninsular), albares (*Gypsophila hispanica* con *Helianthemum suamatum*) y romerales (*Rosmarinus officinalis*), casi siempre por debajo de los 400-450 m de altitud.

Localmente se le encuentra en hábitats atípicos, en zonas más elevadas, donde ocupa romerales cerrados a veces acompañados de coscoja (*Quercus coccifera*) colonizadores de sustratos calizos muy pedregosos, hasta los 900 m de altitud de algunas localizaciones del Sistema Ibérico.

En las localidades costeras ocupa hábitats perimarismeños salinos (*Tbero-Salicornion*), y dunas, playas y zonas arenosas, siempre que mantengan un mínimo de cubierta vegetal (Muntaner *et. al.*,

1984; Sánchez, 1991) generalmente en praderías de *Salicornia spp.* y *Limonium spp.* con frecuencia entre áreas transformadas (cultivos de arroz, salinas, etc.). En el periodo de nidificación forma habitualmente colonias laxas, si bien los machos marcan y defienden territorios concretos. Los nidos, instalados en el suelo, se localizan habitualmente al pie de plantas ya sean leñosas o herbáceas, siempre que le ofrezcan cierto refugio ante los predadores, el viento y la insolación. El gregarismo de la especie aumenta en el periodo invernal, en el que llega a formar grandes dormideros de cientos de aves, habitualmente mixtos, que se localizan en los hábitats de nidificación.

En una amplia gama de los hábitats que ocupa coincide con la Terrera Marismeña, especie simpátrica con la que podría establecerse una importante competencia por el hábitat. Sin embargo la capacidad de esta última para ocupar formaciones de matorral es más limitada que en el caso de la Común, que ocupa frecuentemente matorrales altos del tipo romeral o asnallar, en los que desaparece o es muy escasa la Marismeña. En los hábitats halófilos existen marcadas diferencias entre los de carácter costero, donde *rufescens* aparece sola, y los de interior, donde coinciden ambas especies de terreras. Así, en el valle del Ebro las diferencias de abundancia de ambas especies dependen de la cobertura de la vegetación, existiendo localidades donde *rufescens* es menos numerosa que *brachydactyla* (p.ej. la Salada Grande de Alcañiz, en Teruel) (Sampietro & Pelayo, 1997), y otras donde las diferencias de densidades son muy variables y en las que se observa que la abundancia de *rufescens* y su dominancia sobre *brachydactyla* aumenta con el incremento de la cobertura (Reserva Ornitológica de El Planerón, en Belchite, Zaragoza) (Pelayo *et al.*, 1997; Sampietro & Pelayo, 1999). En el valle del Ebro y piedemonte de la Ibérica desaparece de los matorrales caracterizados como tomillares, donde es común *C. brachydactyla*, mientras que si los ocupa en las localidades del sur peninsular.

AMENAZAS

Destrucción del hábitat. Se trata sin duda de la amenaza de mayor importancia para la especie. La pérdida de hábitat se produce principalmente por la roturación de formaciones de vegetación natural con el objeto de ganar superficie de cultivo o para justificar los porcentajes de barbecho requeridos por la PAC u otras directrices agronómicas; pero también tiene importancia la reforestación de lomas de matorral gipsícola, las concentraciones parcelarias que eliminan parches de matorral entre cultivos, y la creación de infraestructuras que conllevan grandes movimientos de tierras u ocupación de superficies importantes (TAV y otras vías de comunicación, polígonos industriales o agroganaderos, urbanizaciones). En las zonas litorales, tiene una elevada incidencia la urbanización de las zonas costeras, la desecación de salinas y la transformación y ocupación de dunas como áreas de ocio. En Almería y Murcia, la implantación masiva de cultivos bajo plástico y la urbanización de zonas costeras ha supuesto una pérdida significativa de superficie de hábitat de la especie.

Exceso de presión ganadera. El exceso de pastoreo (ovino y vacuno extensivos) también puede repercutir negativamente, en particular durante el periodo de cría, tanto por la acción mecánica de pisoteo de los nidos, como por la alteración drástica de la cobertura vegetal en zonas que soportan una elevada carga ganadera.

Predación en nido. La predación por zorros afecta a la densidad de Terreras Marismeñas. La pérdida de puestas y pollos se ha estimado para las poblaciones del litoral almeriense del 27% y el 38% para la segunda y primera puesta respectivamente, por la acción principalmente de reptiles (en particular *Lacerta lepida* y *Malpolon monspessulanus*) y mamíferos (principalmente *Vulpes vulpes*) que la especie palía con la realización de dobles puestas (Cañadas *et al.*, 1982). No se dispone de información para otras poblaciones que numéricamente tienen mayor entidad, en especial en el caso de Aragón pero es previsible que se de una situación semejante.

Agroquímicos. El uso abusivo de fitosanitarios puede considerarse como un factor de amenaza probable al menos en parte de sus poblaciones, teniendo sin duda mayor entidad en aquellas que ocupan medios cercanos a áreas agrícolas intensivas. Así, podría tener un mayor grado deafección sobre las poblaciones litorales de la especie localizadas en las cercanías de arrozales, dado el intenso uso de pesticidas que se utiliza en su cultivo convencional.

Molestias y mortalidad derivadas de la actividad humana. El uso recreativo de las áreas “pseudodesérticas” repercute negativamente en la especie por la ocupación de las áreas esteparias para actividades como el 4 x 4, rallies salvajes de motos y trial. Estas actividades suponen el deterioro de hábitats ocupados por la especie y mortalidad directa de individuos por atropello o destrucción de nidadas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

- La declaración de ZEPA esteparias puede considerarse como una de las medidas de conservación de la especie más importantes aplicadas hasta el momento. En Aragón, las ZEPA designadas en Monegros y en el área de Belchite albergan un porcentaje significativo de la población del valle del Ebro. En este sentido, las medidas de conservación a aplicar sobre otras aves esteparias (en particular *Pterocles alchata*, *Chersophilus dupontii*) favorecen a la especie indirectamente.
- La Directiva 92/43/CEE incluye en su Anexo I a muchos de los hábitats ocupados por la especie, algunos incluso como de

conservación prioritaria (es el caso de los matorrales gipsícolas y algunos saladares) por lo que deben ser objeto de medidas de conservación e incluso justifican la declaración de Lugares de Interés Comunitario (LIC).

- Localmente tiene relevancia la creación de espacios protegidos, algunos con carácter privado (El Planerón de Belchite o Las Amoladeras en Almería), y otros promovidos por las Administraciones Públicas por la aplicación de la Ley 4/89 (Bardenas Reales en Navarra, delta del Ebro en Catalunya, La Albufera en la Comunidad Valenciana, cabo de Gata y Doñana en Andalucía y otras).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Sin duda la preservación del hábitat de la especie debe considerarse como la medida más importante y eficaz y con este objetivo prioritario deberán establecerse las medidas de conservación de la especie.
- Seguimiento por parte de las Administraciones de un cumplimiento adecuado de las Políticas Agrarias, en especial en evitar el incremento de la superficie agrícola productiva a costa de la roturación de los matorrales que constituyen el hábitat de la especie (espartales, saladares, aljezares y otros), siendo además una medida que favorece en conjunto a un buen número de especies de aves esteparias.
- Aplicación adecuada de medidas agroambientales, como mínimo en el ámbito de las Zonas de Especial Protección para las Aves de carácter estepario, tendentes a la conservación de hábitats naturales idóneos para albergar aves esteparias.
- Políticas de ordenación del territorio en los litorales que garanticen la preservación de hábitats perimarismeños.
- Seguimiento de poblaciones piloto mediante censos adecuados.
- Dada la distribución restringida de la especie en el ámbito europeo y la existencia de subespecies amenazadas en la región Macaronésica, podría plantearse la inclusión de la Terrera Marismeña dentro del Anexo I de la Directiva de Aves (79/49/CEE).

Terrera Marismeña *Calandrella rufescens rufescens*

En Peligro Crítico; CR A4abc; B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v); C1+2a(i, ii); D

Autor: Juan Antonio Lorenzo

Se ha convertido en el caso más espectacular de rarefacción de la avifauna canaria, habiéndose constatado en las últimas décadas una drástica disminución en su distribución y abundancia. A ello se ha llegado por una combinación de factores relacionados con su hábitat (alteración y destrucción, abandono de prácticas agrícolas y ganaderas tradicionales, uso masivo de insecticidas) y sus efectivos (captura para mantener en cautividad, depredación, molestias, etc.). La salvación de este endemismo pasa por la cría en cautividad, por lo que se requieren esfuerzos urgentes para ello, así como la protección de las últimas parejas silvestres y la conservación de su hábitat.

DISTRIBUCIÓN

Subespecie endémica de Canarias, restringida en la actualidad a los pastizales húmedos de Los Rodeos, en el nordeste de Tenerife, aunque, como se verá más adelante, se desconoce el estatus taxonómico de los efectivos del sur de esta isla. Hay otra forma endémica de Canarias, *C. r. polatzeki*, presente en los ambientes esteparios de Gran Canaria, Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa, así como de forma irregular en Alegranza y Lobos (Martín & Lorenzo, 2001). A esta última subespecie podrían pertenecer las aves que habitan los lugares xéricos del sur de Tenerife (Volsøe, 1951; Bannerman, 1963; Martín, 1987). No obstante, estudios genéticos iniciados en fechas recientes por la grave situación de esta población podrán aclarar esta situación taxonómica de las terreras canarias, siendo muy importantes de cara a la adopción de medidas de conservación.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Hoy en día es la subespecie endémica con mayor peligro de extinción en el archipiélago. Esta situación contrasta con la del pasado, ya que hasta poco después de la primera mitad de siglo XX la especie fue muy común en Tenerife (Volsøe, 1951; Mountfort, 1960; Bannerman, 1963; Hald-Mortensen, 1970).

A finales de los ochenta es cuando se levanta la voz de alarma sobre el descenso de sus poblaciones en la isla. Martín (1987) la señala en sólo 19 cuadrículas UTM de 5 × 5 km, además de considerarla escasa y muy localizada. Este autor la encontró en dos núcleos bien distantes, uno en el norte, en la zona de Los Rodeos, y el otro en el sur, apuntando que dicha distribución apoyaría la hipótesis de Volsøe (1951) relativa a la presencia en la isla de las dos formas endémicas: *C. r. rufescens* en el norte y *C. r. polatzeki* en el sur.

Durante el periodo 1992-1995, Barone & Emmerson (1995) obtienen información actualizada, pudiendo constatar su declive al comparar parte de sus resultados con los obtenidos previamente por Martín (1987). La distribución pasa de 19 cuadrículas señaladas por este último autor a tan sólo 5 por parte de los primeros. Éstos estimaron la población en menos de 100 pp., de las cuales sólo 25-40 corresponderían al núcleo norteño. Con posterioridad, Delgado *et al.* (2000) obtienen resultados similares a los de Barone & Emmerson (1995), confirmando el retroceso en la isla. En los años 1996-1999, sólo obtuvieron pruebas de su presencia en 6 cuadrículas UTM de 5 × 5 km, estimando una población de 27-30 pp., de las cuales 15 pertenecerían al núcleo de Los Rodeos. En la primavera de 2000, y a raíz de los datos previos tan preocupantes, SEO/BirdLife organizó un censo en Tenerife, obteniendo resultados aún más alarmantes: 23 pp. reproductoras en sólo cinco cuadrículas UTM de 5 × 5 km (Lorenzo & Emmerson, 2001), además de constatar una menor abundancia en el norte (5 pp.) frente al sur (18).

Estos resultados motivaron una alarma entre distintos sectores implicados en la conservación, así como la necesidad de adoptar medidas urgentes. No obstante, no es hasta mayo de 2001 cuando la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias elabora y coordina un plan de emergencia. Dicho plan, contempla su cría en cautividad, seguimiento de la población silvestre, estudio del éxito de cría y situación taxonómica, así como actuaciones de control de depredadores en Los Rodeos (Anónimo, 2001a).

La tendencia negativa de la exigua población ha proseguido en las dos últimas temporadas. En Los Rodeos, en el 2001 hay sólo tres parejas que logran sacar adelante a cuatro jóvenes, así como dos ejemplares que finalmente no criaron (Lorenzo & González, 2001a). Además, estas aves integran una única colonia en un sector de hierbas entre las pistas del Aeropuerto Tenerife Norte (Los Rodeos), sin que se detectaran en otros puntos donde se conocía su presencia en años anteriores. Con estos datos, en la última década se estima la reducción de su distribución en torno al 67%, y la disminución poblacional del 88% (Lorenzo & González, 2001a). En la temporada de 2002 sólo se contacta con dos parejas en el mismo enclave en el interior del aeropuerto, y no se descubren efectivos en otros lugares. Las dos primeras nidadas de ambas parejas son depredadas, por lo que las siguientes se retiran deliberadamente y se intentan mantener en cautividad. Aunque uno de los pollos de una de las nidadas posteriores logró abandonar el nido por sí mismo, apenas sobrevivió una semana.

Fruto del seguimiento de los nidos se ha originado una población en cautividad a partir de puestas o nidadas retiradas por riesgo de depredación. El primer año se capturaron dos nidadas de dos pollos cada una, y se retiró una puesta que consiguió incubarse con éxito -por medio de canarios domésticos-, pero cuyas crías no sobrevivieron 48 horas (A. Martín, com. pers.). Estas cuatro aves se han mantenido en el Centro de Cría del Pinzón Azul de Gran Canaria de la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias. El segundo año, dos de ellas forman una pareja que intenta criar varias veces y de la que finalmente sólo se obtiene un pollo que requiere cuidados de los técnicos del centro para conseguir sobrevivir (F. Rodríguez, com. pers.). Además, también se trasladan algunas puestas y nidadas de la población silvestre, consiguiéndose sacar adelante en el mencionado centro un total de cinco aves. Algunos de los pollos trasladados a dicho lugar provienen de puestas retiradas previamente que han sido incubadas de nuevo en cautividad por medio de canarios domésticos (A. Martín, com. pers.). En el momento de redactar estas líneas, la población silvestre, con sólo cuatro ejemplares, es menor que la existente en cautividad en Gran Canaria (10 individuos).

En cuanto a los efectivos del sur de la isla, y a la espera de que su situación taxonómica quede definitivamente aclarada, los resultados de los recuentos en el periodo 2000-2001 reflejan un rápido y preocupante retroceso, en el que las poblaciones existentes se han ido fragmentando y reduciendo: 18 pp. en 2000 (Lorenzo & Emmerson, 2001), 5 en el 2001 (Lorenzo & González, 2001) y 9-10 en el 2002 (Lorenzo *et al.*, 2002).

De acuerdo con los resultados de los censos más recientes, y considerando el conjunto de poblaciones de terreras de Tenerife (tanto la del norte como la del sur), sus efectivos en el 2002 han sido cuantificados en sólo 23-26 ejemplares, de los cuales únicamente se han detectado 11 pp. con comportamiento territorial (Lorenzo *et al.*, 2002).

Tendencia previsible. La cría en cautividad parece ser la única vía de salvación de este taxón endémico. A pesar de la experiencia adquirida en el 2001 y 2002 en este tipo de actuaciones "*ex situ*", así como la existencia de casos exitosos con otros aláudidos (Godlinsky, 1996a, b y c) que pueden servir de referencia, se requiere cuanto antes la adopción de medidas que permitan una mayor garantía con relación a la supervivencia de la aves y su reproducción en cautividad. Con un número tan reducido de parejas, la población silvestre requiere grandes esfuerzos de conservación para que sobreviva el mayor tiempo posible. De esta manera se obtendrían puestas y/o nidadas que aumenten los efectivos en

cautividad. Además, dada su situación, no se descarta el llevar a cabo actuaciones urgentes como su reintroducción en alguno de los lugares de donde ha desaparecido, o incluso su introducción en otros más favorables para su supervivencia.

ECOLOGÍA

Con relación a los efectivos del norte de la isla, su hábitat original lo constituían los prados y herbazales húmedos de La Laguna y La Esperanza, donde era común en terrenos en barbecho, prados y diversos tipos de cultivos (cereales, legumbres, hortalizas, etc.). Se encontraba en áreas de alta productividad agrícola y parcelas no cultivadas (pastizales y cultivos de secano) con sustrato muy poco pedregoso y suelos profundos, siendo la cobertura vegetal media de un 40-50%, aunque en invierno y primavera alcanzaba de forma local el 100% (Barone & Emmerson, 1995). Hoy en día, la reducida población existente habita terrenos degradados con *Calendula arvensis*, *Convolvulus arvensis*, *Aspalthium bituminosum*, *Phagnalon saxatile* y *Foeniculum vulgare*. La reproducción tiene lugar desde mediados de abril a junio, aunque puede extenderse hasta julio con puestas de reposición. El nido lo emplaza habitualmente al abrigo de alguna pequeña planta, seleccionando para ello a *P. saxatile* y *A. bituminosum* (Lorenzo & González, 2001a). La puesta habitual es de 3-4 huevos, si bien se han hallado nidos con 5. El periodo de incubación es de unos 12 días y los pollos permanecen en el nido 7-8 días, cuando lo abandonan para ocultarse en sus inmediaciones. El éxito de cría de esta población es muy bajo, estimándose en el 2001 en sólo el 33,3%, y siendo su productividad de 1,3 pollos/pareja (Lorenzo & González, 2001a). La mayor parte de las pérdidas se deben a la depredación de los pollos y en menor medida de las puestas.

AMENAZAS

Los principales factores que han motivado la reducción de su población en las últimas décadas han sido la destrucción y alteración de su hábitat, captura de adultos y pollos para mantener en cautividad, abandono de cultivos tradicionales y uso masivo de insecticidas, así como la depredación por mamíferos introducidos y las molestias en las áreas de cría (Martín *et al.*, 1990; Blanco & González, 1992; Barone & Emmerson, 1995; Lorenzo & Emmerson, 2001). En la actualidad, la población acantonada en el interior del Aeropuerto Tenerife Norte (Los Rodeos) estaría seriamente amenazada por los factores que se relacionan a continuación:

- Aprovechamiento de la vegetación: podas por seguridad aérea en zonas críticas de aterrizaje y despegue que coinciden con la de nidificación de las terreras (1).
- Molestias antrópicas: relacionadas con el mantenimiento de las pistas del aeropuerto, seguridad aérea y actividades de control de fauna, como la cetrería para evitar interacciones de aves de mediano y gran tamaño con los aviones (1).
- Colisión con aeronaves (1).
- Empleo de rodenticidas para el control de las plagas de roedores: se ha venido utilizando un veneno cuya presentación (con cereales rojizos) aumenta la atracción por parte de las aves granívoras, con el consiguiente riesgo de intoxicación (1).
- Depredación: aparte de los depredadores naturales, como aves rapaces, ardeídos, etc., por especies introducidas (perros, gatos, ratas, ratones y erizos) (1).

- Proliferación de *Pennisetum* spp: provocando un rápido cambio de las características del hábitat (2).
- Incidencia de la población de conejos: alimentándose de plantas seleccionadas por la Terrera para ubicar sus nidos y llegando incluso a destruir alguno de ellos (2).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

La subespecie es incluida en el Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Canarias (Martín *et al.*, 1990) y con posterioridad en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (Blanco & González, 1992), en ambos casos como “Vulnerable”. La especie está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas bajo la figura “De interés especial”, mientras que en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias la forma *C. r. rufescens* se considera “En peligro”.

En 1997 tuvo lugar la primera reunión del Grupo de Expertos de Aves del Convenio de Berna con la participación de SEO/BirdLife, en la que se elaboró una propuesta de recomendación para su posterior aprobación en el Comité Permanente que incide en la necesidad de elaborar Planes de Acción para los endemismos macaronésicos, entre los que se encuentra la subespecie *C. r. rufescens* con la categoría “En peligro”.

Gran parte de la distribución de este endemismo está integrada dentro de un (IBA, Los Rodeos-La Esperanza) (Viada, 1998), siendo, hasta el momento, la única catalogación con que cuenta su hábitat.

Una de las conclusiones de las XIV Jornadas Ornitológicas Españolas organizadas por SEO/BirdLife en Tenerife en 1998, hace mención a la delicada situación de este endemismo y a la necesidad de tomar medidas urgentes de conservación por parte de las autoridades. Este mismo año, la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias encargó un estudio que incluía el seguimiento de las poblaciones de Terrera Marismeña y otras aves esteparias en Gran Canaria y Tenerife (Delgado *et al.*, 2000).

A partir de 2000, la Delegación Territorial de SEO/BirdLife y la Universidad de La Laguna organizan distintos censos en Tenerife, y de forma paralela llevan a cabo una campaña ante los medios de comunicación informando de su situación crítica y la necesidad de tomar medidas de conservación urgentes. Además, comienza una línea de colaboración con AENA en el Aeropuerto Tenerife Norte, de modo que en el área de cría de las terreras se evitan las podas de vegetación y se reducen otras actuaciones negativas, como el uso de halcones, empleo de venenos, etc.

En mayo de 2001, la Viceconsejería de Medio Ambiente inicia un plan de emergencia que contempla la cría en cautividad, estudios relacionados con el seguimiento de la población silvestre, éxito de cría y situación taxonómica, así como actuaciones de control de depredadores (Anónimo, 2001a). Algunas de ellas son llevadas a cabo por la Delegación Territorial de SEO/BirdLife (Lorenzo & González, 2001a y b; Lorenzo *et al.*, 2001).

Las actuaciones desarrolladas en el 2001 y 2002 requieren un lugar adecuado para mantener las puestas y nidadas retiradas del campo por riesgo de depredación, así como para iniciar la cría en cautividad. Ante la falta de medios para ello, la única opción viable ha sido la de utilizar una parte de las instalaciones del Centro de Cría del Pinzón Azul de Gran Canaria (Tafira), donde hasta el momento se mantienen los distintos efectivos y se han obtenido los primeros resultados de su cría en cautividad.

Por último, en mayo de 2002, SEO/BirdLife obtiene una ayuda de la Fundación Biodiversidad para la realización de actuaciones urgentes para la conservación de la Terrera Marismeña.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

— Construcción de un Centro de Cría y puesta en marcha inmediata del mismo con la intención de proseguir con los intentos de su reproducción y con la supervivencia de los efectivos que integran la población en cautividad (1).

- Elaboración y publicación del Plan de Recuperación de este endemismo y cumplimiento de sus directrices (1).
- Inclusión de este taxón en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas bajo la categoría de “En peligro”, así como en el anexo I de la Directiva Aves (1).
- Seguimiento y vigilancia regular de la población silvestre (1).
- Estudio taxonómico que incluya todas las poblaciones del archipiélago (1).
- Protección estricta de su hábitat bajo las oportunas figuras de ZEPA y de la red de Espacios Naturales Protegidos de Canarias (1).

Terrera Marismeña *Calandrella rufescens polatzeki*

En Peligro; EN B1ab(i,ii,iii,iv,v)

Autores: Juan Antonio Lorenzo, Rubén Barone y Juan Carlos Atienza

Es una subespecie endémica de Canarias, cuyos efectivos han disminuido en parte de su distribución por los cambios agrícolas y el desarrollo urbanístico y turístico, sobre todo en ciertas áreas. Esto ha traído consigo un fenómeno de fragmentación de poblaciones muy notorio en algunas de las islas en las que está presente, a lo que hay que unir el efecto de otras amenazas (depredación, empleo de venenos, etc.).

DISTRIBUCIÓN

Endemismo canario restringido a los ambientes esteparios de Gran Canaria, Fuerteventura, Lanzarote y La Graciosa, así como de forma irregular en Alegranza y Lobos (Martín & Lorenzo, 2001). También los efectivos que habitan los lugares xéricos del sur de Tenerife podrían pertenecer a esta forma (Volsøe, 1951; Bannerman, 1963; Martín, 1987). No obstante, no hay seguridad de ello, y estudios genéticos iniciados recientemente podrán aclarar el verdadero estatus taxonómico de las terreras canarias.

Alegranza. Tal y como señalan Martín & Nogales (1993) es muy escasa y se observa de forma irregular. En fechas recientes no ha sido observada en el islote (Martín *et al.*, 2002).

La Graciosa. Sus efectivos se concentran principalmente en el jable situado entre Montaña del Mojón y Montaña Amarilla, así como en las inmediaciones de Caleta del Sebo. En este último lugar es mencionada por Martín & Lorenzo (2001).

Lanzarote. Es común y se encuentra bien distribuida por los ambientes esteparios de la isla, estando ausente en las zonas con mayor relieve y en los malpaíses (Martín & Lorenzo, 2001). Dichos autores mencionan su especial abundancia entre Mozaga y Tegui, así como en el llano de Famara. En general, los principales llanos y jables cuentan con un elevado número de efectivos, siendo menos abundante cerca de emplazamientos humanos, lomas al pie de los macizos, cauces amplios de barrancos, etc. En esta isla, Suárez (1984) obtuvo mayores densidades en los ambientes arenosos que en los pedregosos: 11,74 y 0,12 aves/km respectivamente.

Lobos. Se reproduce de forma esporádica. Aunque en fechas recientes sólo se constató la presencia de ejemplares en contadas ocasiones, se conoce que ha llegado a nidificar (Martín & Lorenzo, 2001).

Fuerteventura. Común y bien distribuida por los ambientes esteparios de la isla, donde puede considerarse como el ave más numerosa (Martín & Lorenzo, 2001). Dichos autores mencionan su especial abundancia en áreas de Triquivijate y Antigua. En general, los principales llanos y jables cuentan con un elevado número de efectivos, siendo menos abundante cerca de emplazamientos humanos, tableros y lomas al pie de los macizos, cauces amplios de barrancos, etc. Aparte de estar ausente en los núcleos urbanos y en los principales macizos y acantilados costeros, también falta en algunas lomas y arenas costeros de la vertiente occidental, así como en el jable cercano al Faro de Jandía, donde por el contrario todavía se observan otras especies propias de ambientes esteparios. En este último lugar podría haber desaparecido en las últimas décadas.

Gran Canaria. En la actualidad presenta dos grandes áreas de distribución, las cuales a raíz de las investigaciones más recientes (Delgado *et al.*, 2000; Martín & Lorenzo, 2001; Lorenzo *et al.*, 2002), puede interpretarse que han comenzado a fragmentarse. Así, en el norte ha desaparecido de muchas localidades, sobreviviendo el grueso de la población septentrional en un núcleo occidental que comprende las localidades de Agaete, Gáldar y Guía. En el pasado fue mencionada en las inmediaciones de Las Palmas (Bannerman, 1912), pero hoy en día en este sector persisten unos pocos ejemplares en Los GILES (F. Rodríguez, com. pers.). Los efectivos del sur han sido más abundantes, ocupando los ambientes costeros y de medianías desde Telde hasta Arguineguín. En toda esta amplia extensión se aprecian variaciones cuantitativas y aunque en algunos sectores sigue siendo numerosa, en otros se han advertido regresiones de cierta importancia (O. Trujillo, com. pers.). Resulta más común en el este y el sur que en la zona norte, destacando las densidades existentes en Cuatro Puertas

(Telde), Pozo Izquierdo, Arinaga, Castillo del Romeral, etc. (Delgado *et al.*, 2000).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Aunque se desconoce con el debido rigor, se sospecha que la tendencia es negativa, al igual que en el resto de especies esteparias (*Chlamydotis undulata fuertaventurae*, *Cursorius cursor*, *Burbinus oedicnemus*, etc.), básicamente por cuestiones relativas a la conservación del hábitat y a datos aislados de algunas otras amenazas que podrían estar incidiendo de manera alarmante a una mayor escala.

A partir de los resultados de los diferentes atlas, y considerando como unidad de referencia las cuadrículas UTM de 5 × 5 km, el área de ocupación se repartiría de la siguiente forma en el conjunto de su distribución: 650 km² en Gran Canaria (Lorenzo *et al.*, 2002), 1.825 km² en Fuerteventura (Lorenzo *et al.*, 2003a) y 875 km² en Lanzarote y sus islotes (Lorenzo *et al.*, 2003b). Por lo que en total ascendería a 3.350 km². En el sur de Tenerife ocupan una extensión de 125 km², pero tal y como se señaló previamente, su estatus taxonómico es dudoso. No obstante, el área de distribución de este endemismo sería mucho menor, y no superaría los 4.000 km².

El tamaño de la población es desconocido, aunque se ha propuesto una estima de 17.000-19.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000). A ella habría que restar los efectivos de *C. r. rufescens*, mucho menos numerosos. No obstante, la situación real, a falta de censos rigurosos, parece reflejar una menor abundancia de aves.

ECOLOGÍA

Ocupa sobre todo llanos terroso-pedregosos y arenosos de las islas orientales, donde constituye la especie dominante en las comunidades de aves esteparias (Shirt, 1983; Suárez, 1984; Martín & Lorenzo, 2001). El periodo reproductor se inicia en los meses invernales, y parece estar muy relacionado con las lluvias, conociéndose datos de puestas desde enero, aunque lo habitual es de febrero a mayo. Nidifica en el suelo, normalmente al amparo de algún arbusto o planta herbácea. La puesta habitual es de 3-4 huevos. La incubación transcurre durante unos 12 días y los pollos permanecen en el nido 7-8 días, cuando lo abandonan para ocultarse en sus inmediaciones. Fuera de la época de reproducción se reúne en bandos de más de 100 aves, en ocasiones incluso de varios centenares. No obstante, en la actualidad estos grupos sólo se detectan en las mejores localidades de las islas más orientales.

AMENAZAS

Destrucción o alteración del hábitat. (1) La tremenda expansión urbanística que se está produciendo en las islas orientales está reduciendo la extensión de su hábitat más adecuado. Dicho desarrollo se manifiesta en forma de nuevos complejos turísticos, crecimiento de los núcleos urbanos, implantación de nuevas vías de comunicación, plantas industriales, explotaciones mineras, campos de golf, parques eólicos, etc. Aunque estas actuaciones empezaron por los llanos costeros, en los últimos años están afectando también a enclaves del interior. No cabe duda de que representa el principal factor de amenaza para esta subespecie, ya que

se está produciendo una paulatina degradación de su hábitat, siendo el caso más acusado el de Gran Canaria (y el de Tenerife, pero considerando la incertidumbre de su situación taxonómica).

Molestias antrópicas. (1) Un porcentaje relevante de sus áreas más importantes soportan una elevada frecuencia de visitas por parte de turistas que las recorren a pie o en vehículo. La facilidad con la que se pueden alquilar vehículos todo-terreno en estas islas favorece este tránsito incontrolado, siendo más impactante cuando coincide con su periodo reproductor.

Depredación. (4) A pesar de que apenas existen datos que valoren la incidencia de este factor sobre las poblaciones de Terrera, aparte del efecto de los depredadores naturales, el de las especies introducidas, como gatos, ratas, erizos y ardillas, debe suponer un factor negativo a tener muy en cuenta, sobre todo en lo que respecta a la nidificación. En Fuerteventura, la depredación de nidos por mamíferos introducidos puede alcanzar valores cercanos al 50% (J. C. Illera, com. pers.), habiéndose constatado varios casos en nidos con huevos de Terrera (obs. pers.).

Sobrepastoreo. (4) Sobre todo en Fuerteventura subsiste una gran cabaña ganadera, mayoritariamente caprina. Aparte del daño directo que produce sobre la flora endémica, ocasiona una disminución de la cobertura vegetal y facilita los procesos de erosión. A esta circunstancia habría que añadir la alteración y reducción de las comunidades de invertebrados asociadas a esta vegetación, lo cual se traduce en menor cantidad de alimento disponible para las aves insectívoras.

Uso de venenos. (4) El uso incontrolado de este tipo de productos en los cultivos del archipiélago no cabe duda que deben estar afectando a sus poblaciones. Sin embargo, se conoce muy poco la incidencia de los mismos sobre las aves.

Otras amenazas. (4) De forma puntual, se tiene constancia de capturas para su mantenimiento en cautividad, atropellos en carreteras, etc.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Incluida como "De interés especial" en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias. Esta misma categoría es la que tiene la especie en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas.

En 1998, la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias encargó un estudio que incluía el seguimiento de las poblaciones de Terrera Marismeña y otras aves esteparias en Gran Canaria y Tenerife (Delgado *et al.*, 2000).

La protección de ciertas zonas en la red de Espacios Naturales y de ZEPA (Martín Esquivel *et al.*, 1995; Viada, 1998), ha beneficiado a una parte de sus poblaciones. No obstante, la situación real es insuficiente, sobre todo en Gran Canaria (Delgado *et al.*, 2000; Lorenzo *et al.*, 2002).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaboración y publicación del Plan de Manejo y cumplimiento de sus directrices (2).
- Diseñar y aplicar un programa de seguimiento en toda su distribución, que garantice el conocimiento continuo de las diferentes poblaciones (2).
- Llevar a cabo las gestiones administrativas para incluir la subespecie en el Anexo I de la Directiva Aves y para aumentar su

categoría de amenaza en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias y en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (2).

- Estudio taxonómico que incluya diferentes poblaciones de su distribución (1).
- Estudios sobre diferentes aspectos de su biología y ecología, dando especial relevancia a aquellos de interés para la aplicación de medidas de conservación (éxito de cría, efecto de los depredadores, del ganado y del empleo de sustancias tóxicas, etc.) (3).
- Incluir este taxón en los criterios para identificar y evaluar las IBA en España (Viada, 1998) y las ZEPA en Canarias (2).
- Designar nuevas ZEPA y ENP, y ampliar algunos ya existentes, así como aprobar y poner en marcha sus instrumentos de planeamiento y gestión (2).
- Efectuar una campaña de sensibilización dirigida a la población residente y turística sobre la necesidad de proteger los hábitats esteparios y las especies como la Terrera Marismeña, así como el efecto de los depredadores sobre sus poblaciones (3).

Alzacola

Cercotrichas galactotes

En Peligro; EN A2c

Autor: Germán López Iborra

El Alzacola cuenta con una población estimada en 8.400-14.300 parejas repartidas por la mitad meridional de España (Extremadura, Andalucía, Alicante y Murcia). Sus poblaciones parecen haber disminuido alarmantemente a lo largo de las últimas décadas y, en conjunto, la disminución de sus efectivos bien podría alcanzar c.50%, si se considera la pérdida de hábitat y cambios experimentados en el sector agrícola (p.e. olivar y viñedo), tales como el abandono de agricultura arbórea de secano en el sudeste español, intensificación y uso asociado de herbicidas en cultivos arbóreos, con la consiguiente pérdida de insectos y pérdida de hábitat por transformación del medio en el litoral mediterráneo. A ello hay que agregar causas poco conocidas en sus áreas de invernada subsaharianas (sequías prolongadas), y ausencias poco claras de hábitats aparentemente favorables.

DISTRIBUCIÓN

En el Paleártico se distribuye como nidificante estival a lo largo de casi toda la orilla sur del Mediterráneo, Oriente Próximo y Turquía. En Europa se encuentra en Grecia y los Balcanes, representado por la subespecie *syriacus*, y en la mitad sur de la península Ibérica, donde la especie presente es, al igual que en el norte de África, la nominal *galactotes*. Su distribución se prolonga hacia Asia hasta Irán y Kazajstán. Existen poblaciones sedentarias al sur del Sáhara, en la franja saheliana, que pertenecen a una subespecie diferente (*minor*).

España. Se distribuye de forma discontinua en la mitad sur de España. Se pueden distinguir dos áreas principales, separadas por las sierras del Sistema Bético y Penibético. Una abarca el sureste semiárido (provincias de Alicante, Murcia y Almería) y la otra se sitúa lo largo del valle del Guadalquivir. Fuera de estas dos zonas existen núcleos más dispersos de población en las provincias de Badajoz, Cáceres y Ciudad Real, aparentemente desconectados de las dos áreas principales. Aunque, existen casos de reproducción comprobada en naranjales de Sagunto (Valencia) y en la provincia de Tarragona o Toledo, se trata generalmente de casos puntuales que no tienen continuidad.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

A partir de las categorías de abundancia asignadas a las cuadrículas con presencia de la especie en el nuevo atlas (Martí & Del Moral, 2003) se estima una población de 8.400-14.300 pp., de las cuales la mayor parte se encuentra en Andalucía (5.900-10.200 pp.),

seguida de Extremadura (1.700-3.000 pp.), Murcia y Comunidad Valenciana (480-800 pp.).

El Alzacola es una ave conspicua, fácilmente detectable y conocida por la gente del campo. En el sureste peninsular, estas gentes coinciden en señalar una gran disminución de su abundancia en zonas donde antaño era frecuente. En una parcela heterogénea de cultivos arbóreos de secano activos y abandonados en la provincia de Alicante existe un seguimiento de la población de Alzacola durante dos décadas. En esta parcela la densidad pasó de 0,36 pp./10 ha en 1980 a 0,07 pp./10 ha en 1984 (López & Gil-Delgado 1988) y el seguimiento posterior ha mostrado la desaparición de la especie, su posterior recolonización con densidades mínimas (0,05-0,1 pp./10 ha) y de nuevo su desaparición en 2001. En olivares de la provincia de Jaén, Muñoz-Cobo (1990) encuentra también un importante descenso de densidad durante los años ochenta, desde 1,54 individuos/10 ha en 1979 hasta 0,16 individuos/10 ha en 1983. En una reciente prospección (1999) de una comarca de 692 km² del noroeste de Alicante sólo se obtuvieron cinco contactos concentrados en la misma cuadrícula de 5 × 5 km (Campos, 2001). En Granada también es muy escaso, y sólo se obtuvieron 12 contactos en 2.500 km de transectos de diversos hábitats realizados a principios de los ochenta (Pleguezuelos, 1992).

El núcleo del valle del Guadalquivir presenta densidades más elevadas, especialmente en viñedos de la provincia de Sevilla (1,4 a 2,1 pp./10 ha, Álvarez, 1994a), donde la población parece ser estable. En el núcleo del sureste semiárido existe un consenso respecto a un acusado declive de la especie en las últimas dos décadas (López & Gil-Delgado, 1988; Manrique, 1992; Pleguezuelos, 1992). Subsisten, sin embargo, algunos puntos donde la especie es relativamente abundante, pero están muy localizados y separados

entre sí, mientras que extensas áreas de hábitat potencial permanecen sin ocupar.

En Castilla-La Mancha se desconoce el tamaño de la población, pero parece ser escasa y de distribución localizada (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

ECOLOGÍA

El Alzacola es un migrante trans-sahariano bastante tardío. Llega a sus zonas de cría en el sureste a principios de mayo, y seguramente un poco antes a las localidades del extremo sur de la Península. El seguimiento de individuos anillados en Sevilla muestra que presentan una gran fidelidad a las localidades de cría (Dominguez & Cuadrado, 1994). Utiliza hábitats arbolados o con arbustos altos, siempre que su densidad permita la existencia de zonas despejadas de vegetación o con herbáceas entre ellos, o existan estas áreas en las proximidades. Esto es debido a que el Alzacola caza frecuentemente correteando por el suelo. En estas ocasiones presenta incluso un comportamiento especializado consistente en abrir súbitamente las alas hacia delante, probablemente con el objetivo de provocar una reacción en las presas potenciales, que de esa manera se delatan. No obstante, ha sido observado cazando también en árboles, especialmente cigarras.

Ha sido descrito nidificando en diversos tipos de cultivos, especialmente en olivares, viñedos y naranjales (Cano 1960; López, 1983). En el área estudiada en Alicante, donde existe una mezcla de cultivos de almendros, algarrobos y olivos, prefería claramente estos últimos para emplazar el nido. También ocupa repoblaciones de pino carrasco (*Pinus halepensis*) de baja densidad y desarrollo arbustivo (López, 1989), próximas al litoral. Debido a los cambios en la agricultura, en Alicante este es el tipo de hábitat donde su abundancia es más elevada actualmente (Sancho & López, 2002) en esa provincia.

Construye un nido relativamente voluminoso para su tamaño, por lo que necesita como soporte ramas gruesas o una horquilla que lo sujete adecuadamente. También puede situar el nido en cavidades amplias de troncos o incluso de construcciones humanas, como tapias. Las primeras puestas en Alicante tienen lugar el xx de mayo. Pueden realizar segundas puestas y reposiciones por lo que la estación de cría se prolonga durante buena parte del verano, con puestas iniciadas incluso en agosto (López y Gil-Delgado 1988). El tamaño de puesta oscila entre 2 y 5 huevos, con una media de 3,7.

El Alzacola es parasitado habitualmente por el Cuco Común, con una frecuencia de 8% en Alicante y una frecuencia más alta en Sevilla (32-35%, Alvarez, 1994b) donde la especie es más abundante. Se ha comprobado la existencia de un linaje de cucos especializados en parasitar a los Alzacolas, ya que sus huevos presentan un alto grado de mimetismo (López & Gil-Delgado, 1988; Álvarez, 1994b). En el semiárido del sureste peninsular el Cuco Común parasita, fuera de los hábitats palustres y forestales, fundamentalmente al Alzacola y a la Curruca Mirlona (*Sylvia hortensis*), otra especie que también ha experimentado un fuerte declive en las últimas décadas (Ruiz, 1997). La disminución de estos dos hospedadores ha provocado también una acentuada rarificación del Cuco Común en estos hábitats (observación personal).

Consume en general grandes insectos, como mantis o las mencionadas cigarras, aunque no existen estudios detallados sobre su alimentación en España. Ha sido citado alimentándose también de saltamontes, hormigas, coleópteros, orugas de lepi-

dóptero y lombrices de tierra, entre otras presas (Snow & Perrins, 1998).

AMENAZAS

El declive poblacional de una especie migratoria puede deberse tanto a factores que actúan en el área de cría como en el área de invernada. Cuando ésta última se sitúa en la franja subsahariana, y además se trata de un paseriforme relativamente poco conocido, como es el caso de esta especie, aumentan las dificultades para diagnosticar con certeza las razones de esa tendencia negativa. A principios de los ochenta, en Alicante la especie, aunque mucho más abundante que en la actualidad, ya dejaba de ocupar hábitats potenciales aparentemente idénticos a otros en los que sí se encontraban territorios, y los hombres del campo ya comentaban que la especie era más abundante antaño. Es posible, por tanto, que parte del declive de la población en esos años se deba a las sequías que durante los setenta y ochenta afectaron a las zonas de invernada en el Sahel, y que se ha comprobado que disminuyeron la abundancia y supervivencia de migrantes mejor conocidos. En ese caso, las poblaciones del sudeste peninsular, y especialmente las de Murcia y Alicante, parecen haber sufrido más este efecto, lo que podría deberse a su mayor aislamiento de la población norteafricana que constituiría una fuente de individuos.

La probabilidad de supervivencia de esta especie se ha estimado para una población sevillana como de 0,57 (se = 0,10) a partir del análisis conjunto de adultos y jóvenes anillados y recuperados durante el periodo 1984-1993 (Dominguez & Cuadrado, 1994). Se trata de una supervivencia similar a la de otros paseriformes y que teóricamente, considerando el éxito reproductor de la especie, podría ser compatible con la estabilidad de la población. Sin embargo, el periodo de estudio es posterior a las principales sequías sahelianas por lo que no pueden descartarse a partir de este resultado.

Existen también amenazas para la especie en su área ibérica de reproducción, entre las que podemos citar las siguientes:

Abandono de cultivos. Gran parte de la agricultura arbórea de secano se está abandonando en áreas del sudeste español. Aunque el cultivo de secano preferido por el Alzacola para su cría, el olivar, puede sobrevivir sin riego tras el abandono, éste va acompañado frecuentemente por otros cambios. En zonas relativamente próximas al litoral, en estos terrenos ha aumentado mucho la densidad de segundas residencias, lo que crea condiciones que dificultan o impiden la nidificación (ver más abajo). Por otro lado, en muchos lugares en donde no existe una presión urbanística tan acusada, los olivos viejos abandonados son frecuentemente arrancados para su uso en jardinería, lo que les deja sin árboles donde nidificar. Por otro lado, algunos cultivos de regadío también utilizados por la especie han visto disminuida su rentabilidad (limoneros) o se promueve su sustitución por otros más rentables (viñedos). Se han arrancado extensiones de ambos tipos de cultivo dejando los terrenos como eriales o instalando cultivos bajo plástico, lo que en ambos casos provoca la desaparición del Alzacola.

Intensificación de la agricultura. La utilización de herbicidas en cultivos arbóreos, con objeto de eliminar las malas hierbas sin labrar, provoca una disminución de la entomofauna del suelo que constituye las principales presas del Alzacola. A este motivo atribuye Muñoz-Cobo (1990) la disminución del Alzacola en los olivares jienenses. En paisajes más parcheados, donde los cultivos arbóreos coexisten con barbechos o eriales, este problema podría tener menos importancia.

Depredación y molestias durante la nidificación. Aunque el Alzacola es un ave tolerante a la presencia humana, y que llega a criar en la proximidad de casas habitadas, el aumento de densidad de población en sus hábitats puede afectarle negativamente. Sus nidos son fácilmente detectables y accesibles, por lo que la proliferación de animales domésticos, especialmente gatos, puede acarrear una disminución significativa de su éxito reproductor. El aumento de algunas especies oportunistas, como la Urraca, o molestias ocasionadas directamente por el hombre pueden tener el mismo efecto.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se conocen.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

La utilización de cultivos para la nidificación dificulta el que se puedan adoptar medidas específicas de conservación dentro de estos hábitats. Sin embargo, sería importante que esta especie se tuviera en cuenta a la hora de definir áreas protegidas, especialmente en el sudeste peninsular. Para ello se propone lo siguiente:

- Inclusión del Alzacola en los criterios utilizados para definir IBA y ZEPA.
- Inclusión del Alzacola en el Anexo I de la Directiva de Aves de la UE
- Localización de núcleos de población viable, especialmente en hábitats seminaturales, y adopción de medidas de conservación de esas localidades.

Colirrojo Real *Phoenicurus phoenicurus*

Vulnerable; VU A2ac

Autor: Javier Prieta

La población española de Colirrojo Real supone una mínima fracción de la población europea (menos del 0,5%) y mundial. Según datos de densidad hace 10 años se estimaron en España 75.000-94.000 parejas, consideradas sobrevaloradas desde el primer momento. Hoy día, a partir de datos poco precisos, podría haber tan sólo 10.000-20.000 parejas. En cuanto a la tendencia, es bien conocida en Europa, con un severo declive en los últimos 30 años y cierta estabilidad actual en unos niveles muy bajos. Todo apunta a que la principal causa son las sequías en los cuarteles de invernada (Sahel), pero otros factores, como la pérdida de bosques maduros y el uso de insecticidas, también deben tenerse en cuenta. Por todo ello el Colirrojo Real califica como Vulnerable por su pequeña población y disminución poblacional probablemente mayor del 30% en los últimos 10 años.

DISTRIBUCIÓN

Migrante transahariano que cría en Europa, Magreb y centro de Asia y que inverna en África (Sahel), Arabia y, en bajo número, el Mediterráneo, incluyendo España. Dos subespecies aceptadas: *P. p. samamisisicus* (al este de Crimea y Turquía) y *P. p. phoenicurus* (resto del área de distribución, incluida España) (Snow & Perrins, 1998; Järvinen, 1997).

España. Distribución muy fragmentada. El grueso de la población ocupa la vertiente subcantábrica de Castilla y León y Álava y el Sistema Ibérico norte entre Burgos, La Rioja y Soria; pero es escaso en la cornisa cantábrica donde sólo es habitual en el oriente asturiano. Existen una serie de núcleos menores muy repartidos: (1) centro-oeste, entre Salamanca, Zamora y Cáceres; (2) Sierra Morena occidental, entre Badajoz y Huelva; (3) Sierras de Cazorla y Segura en Jaén; (4) Sierras de Grazalema y de las Nieves en Cádiz y Málaga; (5) Sistema Ibérico central, entre Teruel, Cuenca y Guadalajara; y (6) Maestrazgo, entre Castellón y Teruel. Además, aparece en puntos repartidos por toda la Península, que en algunos casos podrían ser reproducciones esporádicas, bastante habituales en esta especie (De Juana, 1980; Muntaner *et al.*, 1983; Elósegui, 1985; Carnero & Peris, 1988; Urios *et al.*, 1991; Román *et al.*, 1996; Bueno & Sánchez, 1997; Jubete, 1997; Carrascal, 1998; Delgado, en prensa).

El área de distribución no ha variado sustancialmente en España en los últimos años. Esto mismo ha sido indicado para el conjunto de Europa, donde, a pesar del enorme declive, el areal se ha mantenido constante en las últimas décadas (Järvinen, 1997). No obstante, se observan leves diferencias entre los Atlas españoles de 1975-1995 (Bueno & Sánchez, 1997) y de 1998-2001 (Martí & Del Moral, 2003), con disminución de la superficie ocupada en varias provincias.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Se desconoce por completo el tamaño de la población española. A partir de datos de densidad, se calcularon 75.000-94.000 pp. hace un decenio (Tomialovik, 1994), consideradas desde el principio muy sobrevaloradas (Bueno & Sánchez, 1997). Cualquier estima debe tomarse con cautela por la dificultad que imponen el área de ocupación fragmentaria, la escasa densidad y la baja detectabilidad. Es posible que en España sólo haya, de acuerdo a estimas recientes, entre 10.000 y 20.000 parejas: máximo de 200 pp. en el País Vasco (Carrascal, 1998), 100-300 pp. en Palencia (Jubete, 1996), máximo de 50 pp. en Cantabria, donde se considera que ha experimentado un fuerte declive en los últimos 15-20 años (A. Herrero, com. pers.; Herrero, 2002) 1.000-3.000 pp. en Burgos

(Román *et al.*, 1996) y máximo de 5.000 pp. en Castilla y León (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). Los valores de densidad son muy bajos y no suele detectarse en censos de paseriformes (p.ej., no se detectó en 12 censos realizados en el País Vasco; Carrascal, 1998) y no es una especie donde el Programa SACRE sea aplicable. Hay densidades publicadas, algunas hace más de dos décadas, en Cazorla, Huelva, Pirineo, Sistema Ibérico, sierra de Ayllón (Bueno & Sánchez, 1997) y Salamanca (Carnero & Peris, 1988); pero no hay datos recientes en esos lugares que permitan establecer tendencias.

En España, la evolución es de declive grave y continuo en los últimos 20 años, con reducciones mayores al 50% en Guipúzcoa, Navarra, Cataluña, Cantabria y norte de Castilla y León. En algunos casos la disminución podría acercarse al 90%. En Asturias se ha vuelto más rara pero no es escasa, aunque fluctúa entre años (p.ej. fue más común en 1993 y 1994 que en 1992 y 1995; Álvarez-Balbuena *et al.*, 1997). En general, hay muy pocos datos, pero algunos de los recogidos son alarmantes, como la práctica desaparición en los núcleos urbanos de la zona cantábrica: declive cercano al 90% en Castilla y León (F. J. Purroy, com. pers.), parte del País Vasco (G. Gorospe, com. pers.) y Cantabria (A. Herrero, com. pers.). Entre los pocos datos objetivos están los Atlas de Cataluña y Navarra: en el primer caso, se ha pasado de 11 cuadrículas ocupadas en 1982 (Muntaner *et al.*, 1983) a sólo 3 en 2001 (se pierde más del 75% del área, que expresado en población debe ser aún mayor); y en Navarra se ha pasado de 14 cuadrículas en 1985 (Elósegui, 1985) a 7 en 2001 (el 50% del área). Para la mayoría de las regiones se desconoce casi todo, pero en donde hay datos objetivos se manifiesta un claro declive. El único dato de estabilidad recogido es el de Burgos (Román *et al.*, 1996), donde se mantiene el área de cría, que por lo visto en Europa no es sinónimo de población estable. Por último, para ninguna provincia se han recogido datos que indiquen recuperación o aumento.

El mayor problema es situar en el tiempo el momento del declive y saber que parte corresponde a los últimos 10 años. Según lo ocurrido en Europa, la mayor disminución ocurrió entre 1968 y 1990. Para España no hay información previa a 1980 ni hay datos concretos para los últimos 10 años, así que los datos mostrados se aplican de modo general a los últimos 20 años.

La población europea se estima en 1.800.000-5.000.000 parejas. Entre 1970 y 1990 la mayoría de los países europeos sufrieron declives superiores al 20%, a veces más del 50%; tras un severo declive por las sequías del Sahel de 1968-1969, declives menores entre 1970 y 1990 y estabilización posterior e incluso aumento en Reino Unido, Finlandia y Croacia (Tomialovik, 1994). En Finlandia se duda que este incremento fuese real, siendo probable que se deba a diferencias metodológicas (Järvinen, 1997). En conjunto, la población se mantiene en unos niveles muy bajos respecto a 1960 y no ha conseguido recuperarse. A pesar del declive, el área de distribución se ha mantenido y las tasas de productividad han sido normales; lo que apoya la hipótesis de problemas en las zonas de invernada (Järvinen, 1997).

La población española sólo supone entre el 0,2 y el 0,5% del total europeo. A falta de estudios, la población ibérica debe considerarse aislada del resto de Europa, no siendo aplicable por tanto ninguna corrección regional. La población portuguesa es muy reducida y la francesa está también amenazada, como en el resto de Europa, donde está catalogado como Vulnerable y SPEC 2 (Tomialovik, 1994).

ECOLOGÍA

En época de cría, el Colirrojo Real ocupa diversos hábitats forestales en España. En general, requieren bosques maduros, poco densos, con claros, con sotobosque diverso y ricos en huecos para anidar. En su núcleo principal (arco cantábrico y Sistema Ibérico norte), utiliza dos hábitats principales: bosques caducifolios y núcleos urbanos; y entre los primeros prefiere el melojar, seguido de quejigal, encinar, hayedo, otros robledales, castañar, alcornocal y campiñas (Bueno & Sánchez, 1997). Aunque es más raro en coníferas o bosques mixtos, se ha citado en sabinar y pinar silvestre, sobre todo si cuentan con cajas-nido (De Juana, 1980; Elósegui, 1985; Román, 1996; Jubete, 1997; Carrascal, 1998). Ocupa dehesas de quercíneas y pueblos en Salamanca, Cáceres y Zamora (Carnero & Peris, 1988); dehesas de encina en Sierra Morena occidental (Delgado, en prensa), bosques de pino salgareño y encina en Cazorla-Segura (Bueno & Sánchez, 1997) y pinsapares en Grazalema y sierra de las Nieves (A. Tamayo, com. pers.). El rango de altitud va desde el nivel del mar en Asturias a los 1.750 m. en Burgos (Román *et al.*, 1996), aunque la mayor parte se instala en la media montaña (Tellería *et al.*, 1999), entre los 800 y 1.200 m.

El Colirrojo Real es un ave estrictamente forestal, territorial durante la reproducción y que nidifica en huecos diversos (árboles, rocas, edificios, cajas-nido, etc.), donde suele realizar dos puestas. A pesar de esta aparente versatilidad, la escasez de huecos para anidar es uno de las causas de declive en España. Su dieta es insectívora y consiste sobre todo en grandes insectos forestales (adultos y larvas de Coleópteros y Lepidópteros). Este hecho le hace ser muy sensible a los plaguicidas. Durante la migración otoñal puede ser más frugívoro.

Finalizada la época de cría, la mayoría de la población se desplaza al sur para invernar en África, aunque una parte permanece en España (11% de los anillamientos en invierno; Bueno & Sánchez, 1997). Durante los pasos, las aves europeas atraviesan la península Ibérica, siendo en estos momentos cuando la especie se vuelve más abundante. El paso prenupcial es rápido y muy poco evidente, con un máximo muy débil en abril. El paso postnupcial, mucho más notorio, se centra en septiembre y octubre (Tellería *et al.*, 1999). Casi todos los anillamientos se realizan sobre aves extraibéricas en migración e invernada, otro hecho que indica lo pequeña que es la población española (Tellería *et al.*, 1999).

AMENAZAS

Todo apunta a que los mayores problemas ocurren en los cuarteles de invernada, pues el declive ha sido generalizado en toda Europa, donde no se ha reducido el área de ocupación y la productividad se ha mantenido normal. Las recurrentes sequías del Sahel son la principal causa de declive, junto al uso abusivo de fitosanitarios en África, pues es un ave muy sensible a los tóxicos agrícolas (Tomialovik, 1994). En España le afecta sobre todo la pérdida de hábitat (bosques maduros y árboles viejos), la competencia con otras aves por los cada vez más escasos huecos de nidificación y el empleo de insecticidas en labores forestales.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Dado que las principales amenazas parecen ocurrir en África fuera del periodo reproductor, las medidas de conservación son

difíciles de aplicar debido a los gravísimos problemas socioeconómicos por los que atraviesa este continente. Corregir las sequías, la desertificación y la deforestación del Sahel, debidas a cambios climáticos globales y sobrepoblación humana, es una tarea muy difícil. No obstante, el empleo abusivo de pesticidas (algunos muy tóxicos y prohibidos en países occidentales) sí podría ser reducido. En España las medidas de conservación deben encaminarse hacia la protección de los bosques maduros y facilitar lugares de anidamiento, pues acepta bien las cajas-nido. No existe ningún programa o plan de protección específico para el Colirrojo Real en España; como tampoco existen campañas permanentes de instalación de nidales que beneficiaría a muchas aves.

Tarabilla Canaria *Saxicola dacotiae*

En Peligro; EN B1ab (ii,iii,iv,v); C2a(ii)

Autor: Juan Carlos Illera Cobo

La Tarabilla Canaria, especie endémica de Fuerteventura, se encuentra En Peligro de extinción debido al gran auge urbanístico que en los últimos años se está produciendo en la isla y que está afectando a numerosos e importantes núcleos poblacionales, sobre todo en el sur (península de Jandía). La alta fidelidad al territorio mostrada por los individuos adultos acentúa el principal problema para su conservación, que es la destrucción y alteración de los hábitats óptimos.

DISTRIBUCIÓN

La Tarabilla Canaria es una especie endémica de Fuerteventura. Dos subespecies son reconocidas, la nominal (*S. d. dacotiae*), que es la que está presente en dicha isla, y *S. d. murielae*, la cual se distribuía en los islotes de Montaña Clara y Alegranza (norte de Lanzarote). Ésta última está ya considerada como extinta (Martín *et al.*, 1990).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

En el único censo realizado hasta la fecha se estimó una población que oscilaría entre las 650 y 850 pp. (Bibby & Hill, 1987). No obstante, debido al gran desarrollo turístico que en los últimos años está sufriendo la isla, numerosos e importantes núcleos poblacionales han sido o están siendo afectados de manera irreversible: barrancos de Vinámar, Butihondo, Mal Nombre, el Ciervo, etc. (obs. pers.). Por todo ello, se puede concluir de manera plausible que el número de adultos reproductores ha disminuido en Fuerteventura desde 1985 debido a la destrucción del hábitat desarrollada en muchos de estos lugares. Además, como la tendencia que se vislumbra a corto plazo es continuar e incrementar el desarrollo tanto de núcleos turísticos como de zonas residenciales, a lo que hay que añadir todas las infraestructuras asociadas a este fenómeno (nuevas carreteras, aumento de la actividad industrial, etc.), es previsible que el número de individuos seguirá dis-

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Conservación de bosques maduros. Mediante protección legal y eficaz en la práctica. En la realidad nos encontramos con poca superficie de bosques maduros protegidos, que en su mayor parte sólo se encuentran declarados legalmente, careciendo de medidas de gestión que garanticen una protección real.
- Campañas permanentes de instalación de cajas anidaderas. El hecho de que en Reino Unido, donde el uso de nidales es habitual, la población de Colirrojo Real haya aumentado más de un 50% entre 1970 y 1990 (Järvinen, 1997), indica lo acertado de esta medida.
- Reducción del uso de pesticidas en medios forestales.

minuyendo en los próximos años. A esto hay que sumar la pérdida de nidadas e individuos adultos por la depredación de mamíferos introducidos (fundamentalmente gatos y ratas), y el grave deterioro que el exceso de pastoreo está causando sobre las comunidades vegetales y la fauna asociada, lo que propicia una degradación constante de los hábitats óptimos para la especie.

ECOLOGÍA

A pesar de ser una de las pocas aves exclusivas de España, y constituir además un endemismo restringido a la isla de Fuerteventura, ha sido una de las especies menos conocidas no sólo de Canarias sino también del Paleártico occidental (Illera, 2001a). Sólo en fechas recientes se han llevado a cabo diferentes estudios con el objetivo final de comprender mejor los factores que determinan su distribución y abundancia (Bibby & Hill, 1987; Illera, 2001b).

De los diferentes hábitats que se pueden diferenciar en Fuerteventura, este ave selecciona las zonas terroso-pedregosas y barrancos, con arbustos medianos y grandes, fuerte pendiente y piedras grandes (Illera, 2001b). Estos medios no sólo mantienen las abundancias de invertebrados más altas, sino además les ofrecen lugares para ubicar sus nidos y abundantes posaderos desde donde buscar los artrópodos de los que se alimenta.

La alta fidelidad por el territorio mostrada durante todo el año por los individuos adultos, les hace ser muy vulnerables a cualquier tipo de alteración o destrucción de su hábitat. Esta circuns-

tancia compromete a identificar y proteger de manera urgente todos los lugares óptimos para asegurar la supervivencia de este tórido en el futuro (J. C. Illera, datos propios).

AMENAZAS

Destrucción o alteración del hábitat. (1) El principal factor de amenaza reside en la rápida expansión urbanística que se está produciendo en Fuerteventura en forma de nuevas urbanizaciones, crecimiento de los núcleos urbanos, implantación de nuevas vías circulatorias, plantas industriales, explotaciones mineras, campos de golf, etc. Estas actuaciones, cuando coinciden con lugares óptimos de la especie (ej. bcos. de Vinámar, Butihondo, Mal Nombre), suponen una merma real del número de efectivos ya que destruyen de manera irreversible estas zonas al reducir el número de territorios tanto de alimentación como de cría (Illera, 2001b).

Depredación de nidos por mamíferos introducidos. (1) La depredación de nidos por mamíferos introducidos (gatos y ratas) puede alcanzar valores cercanos al 50%, provocando una importante disminución del número de nuevos individuos reclutados cada año (J. C. Illera, datos propios).

Pastoreo. (2) En Fuerteventura existe una fuerte presión ganadera, mayoritariamente caprina. En muchos casos esta cabaña se encuentra en régimen de explotación semi-extensiva, siendo el más extremo el protagonizado por lo que se conoce localmente como “cabras de costa”, esto es, rebaños de cabras que buscan su alimento en libertad por cualquier parte de la isla, con un aprovechamiento muy puntual por parte de los propietarios. Aparte del daño directo que causa sobre la flora endémica, el exceso de pastoreo ocasiona una disminución de la cobertura vegetal, que deja el suelo desnudo y expuesto a los procesos de erosión hídrica y eólica. Además, su continuo pisoteo destruye los terrones superficiales y facilita que las partículas del suelo sean más fácilmente arrastradas por el agua y el viento. Por tanto, el sobrepastoreo está produciendo una degradación de la vegetación y del suelo que está acelerando el proceso de desertificación de la isla de Fuerteventura (Torres, 1995). A esta circunstancia habría que añadir la alteración y reducción de las comunidades de invertebrados asociadas a esta vegetación, lo cual se traduce en menor cantidad de alimento disponible para las comunidades de aves insectívoras, de las cuales la Tarabilla Canaria forma parte (Illera, 2001b).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

1985.-La ICBP (ahora *BirdLife International*) realiza el primer y único censo de la Tarabilla Canaria en Fuerteventura (Bibby & Hill, 1987).

1994.-BirdLife International clasifica a la Tarabilla Canaria como “Casi Amenazado” y como una especie que necesita medidas de conservación (SPEC, categoría 2) (Collar *et al.*, 1994).

1998.-Se revisa la categoría de protección de la Tarabilla Canaria en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, pasando de la categoría “De interés Especial” a la de “Vulnerable”. Ello, “exigirá la redacción de un Plan de Conservación y, en su caso, la protección de su hábitat”, según refleja la Ley 4/1989, de 21 de marzo de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres.

1998.-El Cabildo Insular de Fuerteventura financia parcialmente un proyecto de investigación sobre los patrones de selección de hábitat de la especie.

1998.-SEO/BirdLife publica su revisión de Áreas Importantes para las Aves (IBA), de las cuales 9 son identificadas como especialmente importantes para la Tarabilla Canaria (Viada, 1998).

1999.-SEO/BirdLife elabora el Plan de Acción para la Tarabilla Canaria (Illera, 1999)

2001.-El Cabildo Insular de Fuerteventura subvenciona un proyecto de investigación sobre el éxito reproductor de la Tarabilla Canaria durante el año 2001.

2001.-La Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Gobierno de Canarias, a través de la Viceconsejería de Medio Ambiente, financia un estudio sobre la movilidad de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaborar y aprobar el Plan de Conservación y cumplimiento de sus directrices (1).
- Identificar y proteger las Áreas Importantes para la Tarabilla Canaria. Esta actuación debe ser prioritaria ya que actualmente hay muchas zonas excepcionales que carecen de cualquier tipo de amparo legal. Esto se podría lograr mediante el desarrollo de un nuevo modelo de distribución y abundancia (1).
- Campaña específica de sensibilización de la población residente y turista del efecto pernicioso de los mamíferos introducidos, en especial, de los gatos asilvestrados. Dado lo complejo que es erradicar esta especie depredadora e introducida en toda la isla, sólo sería factible llevar a cabo operaciones de reducción y/o eliminación de sus efectivos en aquellos hábitats óptimos donde el daño sobre las poblaciones de Tarabilla Canaria alcancen situaciones dramáticas (2).
- Control del número de cabezas de ganado en régimen extensivo o semiextensivo en las áreas importantes para la Tarabilla Canaria (3).
- Seguimiento regular de varias poblaciones en distintos enclaves de la isla para detectar posibles tendencias negativas y poder actuar de forma inmediata (3).
- Campaña de información y sensibilización, tanto a la población residente como turista, sobre la necesidad de proteger a esta especie única en el mundo (5).

Collalba Rubia *Oenanthe hispanica*

Casi Amenazado; NT A2ac

Autores: Sergi Herrando, José Antonio Díaz Caballero, Francisco Suárez y José Antonio Hódar

Debido a la fuerte dependencia de la Collalba Rubia de ambientes mediterráneos abiertos, actualmente afectados en buena medida por procesos de matorralización y reforestación, así como a la destrucción directa del hábitat en algunos puntos de su área de distribución, se infiere un probable declive de la especie sin cuantificar, que bien pudiera aproximarse al umbral mínimo del 20% en una década (Casi Amenazado). Cataluña es la única comunidad de España donde se ha podido documentar un declive de su distribución del 23% en las dos últimas décadas, que podría significar una disminución poblacional inclusive mayor. Para el conjunto de España los datos disponibles indican una regresión de la especie en los últimos decenios, aunque los resultados del programa SACRE sugieren un cambio de tendencia en los últimos años. La dificultad de evaluación con los datos actuales hace necesaria una actualización del estado de conservación de la especie a medida que se vayan acumulando datos cuantitativos sobre su tendencia temporal.

DISTRIBUCIÓN

Área de distribución circunmediterránea durante la estación reproductora, entre los 30° N y 45° N, adentrándose hacia el este hasta Irán y suroeste de Kazajstán; migrante transahariano, inverna en el Sahel. Existen dos subespecies, la nominal, de distribución occidental, suroeste de Europa y norte de África, y otra oriental (*melanoleuca*), desde Italia hacia el este (Snow & Perrins, 1998).

España. La Collalba Rubia ocupa el área mediterránea peninsular, estando ausente de la región eurosiberiana y de la alta montaña, ya sea de carácter alpino u oromediterráneo. No nidifica en los archipiélagos canario y balear, donde solamente puede ser observada de forma esporádica durante los pasos migratorios (GOB, 1999; Martín & Lorenzo, 2001), a pesar de que ambos -especialmente el balear- contienen ambientes similares a los de las zonas continentales cercanas, donde la especie está ampliamente distribuida. Por otro lado, la distribución peninsular de la especie resulta bastante más homogénea en la mitad oriental que en la zona central y occidental, lo cual sugiere una mayor disponibilidad de hábitats adecuados en la vertiente mediterránea que en la Meseta.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

A falta de estimas poblacionales mundiales fundamentadas, las áreas de distribución constituyen una importante fuente de información para valorar la importancia relativa de una población. De este modo, España representa el 15-20% de la distribución mundial de la especie en temporada de nidificación, comparación entre las superficies ocupadas por la especie en nuestro país (Martí & Del Moral, 2003) respecto a la superficie total ocupada por la especie en el mundo (Cramp 1988). Si nos atenemos a Europa, donde BirdLife International/EBCC (2000) sí proporciona estimas poblacionales, España contiene entre el 45% y el 80% de la población europea. En cualquier caso, los datos disponibles sugieren que la población española representa una fracción destacada de la población mundial de la Collalba Rubia, por lo que su estado de conservación es especialmente relevante para la especie en su conjunto.

En las últimas décadas, las poblaciones de Collalba Rubia han disminuido en Italia y Portugal (BirdLife International/EBCC, 2000), mientras que en Francia se considera que ha tenido un declive acusado, de entre el 20 y el 50% desde 1970 (Isenmann, 1999a). Estos datos indican una disminución en todos los países europeos que, junto con España, comparten la presencia de la subespecie occidental. Por lo que respecta a la subespecie *melanoleuca*, en Bulgaria, Croacia y Grecia se la considera estable, si bien la disminución italiana también haría referencia, de forma parcial, a esta subespecie (BirdLife International/EBCC, 2000). Se desconoce la tendencia poblacional en el Magreb y en el Oriente próximo, zonas que, atendiendo al área de distribución, podrían albergar importantes contingentes poblacionales, aunque en Marruecos y Argelia su abundancia no es elevada (e.g. Suárez *et al.*, 1989).

España. La primera estima poblacional para el conjunto del territorio se realizó a partir de datos obtenidos con anterioridad a la década de los noventa y cifró la población española en 513.000-620.000 pp. (Purroy *et al.*, 1997). Más recientemente, los colaboradores del nuevo Atlas de las aves reproductoras de España (1999-2002) han llevado a cabo estimas semicuantitativas que han permitido valorar el conjunto de la población española en 67.000-670.000 pp. (Martí & Del Moral, 2003). El hecho que los intervalos mostrados en ambas estimas sean tan dispares está relacionado con la distinta metodología empleada en su obtención, lo cual no permite concluir que haya ninguna tendencia definida en el periodo comprendido entre las dos estimas. Así, aunque la primera refleja un intervalo muy inferior a la segunda, sus autores ya indicaban que se trataba de una estima poblacional de calidad media, basada en “datos cuantitativos escasos o incompletos”.

En relación con las tendencias temporales en décadas anteriores, tanto Mestre *et al.* (1987) como Purroy *et al.* (1997) consideraron una tendencia general negativa para la especie. Mestre *et al.* (1987) describen una tendencia a la disminución desde los años sesenta hasta mediados de los ochenta, atribuida a las sequías en las áreas de invernada, mientras que Purroy *et al.* (1997) consideran una tendencia negativa (de entre un 20-50%) para la población de la especie durante el periodo 1970-1990. Por lo que se refiere a intervalos temporales más recientes, la comparación entre los mapas de distribución de la especie reflejados en el primer Atlas (Purroy, 1997) y el actual (Martí & Del Moral, 2003) permite

obtener algunas indicaciones de la tendencia en el área de distribución. Considerando que el esfuerzo de muestreo ha sido mayor en este último atlas, las zonas donde la especie ha desaparecido parecen indicar regresiones reales. Así, la comparación de mapas indica un retroceso de la especie en algunos puntos de la mitad norte peninsular, como Cantabria, Palencia y Cataluña. Por otra parte, algunas provincias como Cuenca, Soria o Badajoz no pudieron ser muestreadas sistemáticamente en el anterior atlas, con lo que la aparente ampliación del área de distribución parece simplemente reflejar un mayor esfuerzo de muestreo que una ampliación real de distribución. Finalmente, algunos datos recientes parecen sugerir una inversión de esta tendencia negativa en los últimos años. En este sentido, los datos del proyecto SACRE reflejan un considerable aumento de los efectivos de la especie, ya que su índice de abundancia casi se ha duplicado durante el periodo 1996-2001 (SEO/BirdLife, 2002), aunque la ausencia de una serie temporal suficientemente larga no permite todavía extraer conclusiones sobre la tendencia.

En conclusión, aunque la escasez de datos cuantitativos dificulta enormemente la evaluación de la tendencia poblacional, los datos disponibles sugieren una regresión de la especie en los últimos decenios, por lo menos en algunas zonas de su área de distribución, y estamos a la espera de ver si el cambio de tendencia definido en el proyecto SACRE resulta significativo y no es reflejo de una fluctuación poblacional no direccional.

Andalucía. No ha sido incluida en el reciente libro rojo de los vertebrados de Andalucía (CMA, 2001), lo que sugiere que no se suponen declives poblacionales importantes. En general está ampliamente distribuida en la región, pero nunca alcanza densidades elevadas, ni siquiera en los hábitats más apropiados (F. Chiclana, *in litt.*; M. Soler, *in litt.*; Hódar, 2002). En Cádiz, la especie se consideró abundante (Ceballos & Guimerá, 1992). En las depresiones interiores de Granada, Hódar (2002) no ha detectado cambios significativos en las densidades de esta especie entre principios de los noventa y la primavera de 2002, pero podría ser diferente en zonas sometidas a transformaciones severas del hábitat, en particular en la costa (véase Amenazas). En Huelva, se ha considerado escasa en Doñana (Llandrés & Urdiales, 1990) y "abundante" en las marismas del Odiel (Garrido, 1996). En Málaga, parece ser común (Garrido Sánchez & Alba Padilla, 1997), llegando a ser abundante en algunas zonas, principalmente entre 700-1.600 m (A. R. Muñoz Gallego, *in litt.*). En Sevilla es poco común, pero podría estar ocurriendo un declive no muy acusado (F. Chiclana, *in litt.*).

Castilla-La Mancha. La población reproductora está bien distribuida por las cinco provincias, según los datos del nuevo atlas (Martí & Del Moral, 2003), pero no existen datos suficientes a nivel provincial sobre población reproductora y tendencia. En Guadalajara, un caso bien documentado es el de Maranchón, donde su población pasa de tener 15 pp. en 1977 a tan sólo cuatro en 1984; aunque duplicándose nuevamente (ocho pp.) el siguiente año (Mestre *et al.*, 1987; Suárez, 1988). En el sudoeste de Cuenca, la Collalba Rubia aparece en el 53,6% de las 28 cuadrículas UTM de 10 × 10 km muestreadas, si bien en el 80% de las cuadrículas en las que la especie es presente la población es inferior a las diez parejas nidificantes (V. J. Hernández, *in litt.*).

Castilla y León. Aparece en todas las provincias, aunque casi siempre de forma puntual y poco frecuente, siendo más escasa en Burgos, con 100-300 pp. estimadas (Román, 1996), Palencia, con 100-200 (Jubete, 1997) y Zamora. La población total reproductora en esta Comunidad Autónoma, relativamente

marginal para la especie, debe rondar las 2.500-3.000 pp. (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). Resulta también interesante destacar que la implantación de pinares de repoblación está afectando negativamente a las poblaciones de esta especie en algunas zonas de su área de distribución (M. A. Cuesta & A. Balmori, com. pers.).

Cataluña. En Cataluña, la comparación con el Atlas anterior (Muntaner *et al.*, 1984) muestra una reducción del 23% en el número de cuadrículas UTM 10 × 10 km con presencia de la especie, lo cual, teniendo en cuenta que el esfuerzo de muestreo ha sido superior en este Atlas, muestra un porcentaje seguramente infravalorado (J. Estrada/ICO). Estos mismos autores, inclusive consideran la posibilidad que el declive determinado mediante áreas de distribución haya sido aún mayor a nivel poblacional.

Murcia. Hernández *et al.* (1995): en su estudio sobre avifauna esteparia aparece en todas las localidades muestreadas, si bien reconocen que no es muy numerosa. En el Altiplano de Yecla-Jumilla está presente en todas las cuadrículas UTM 10 × 10 y se la considera abundante pero muy repartida, sin alcanzar nunca densidades elevadas. No se aprecian cambios en el tamaño poblacional entre 1989-1993 (Ortuño, 1996a). Existe, sin embargo, la opinión de que ha sufrido una cierta regresión al menos en algunas zonas de la Región (A. Guardiola Gómez, *in litt.*).

Navarra. La Collalba Rubia es una especie bastante escasa, localizada fundamentalmente en las áreas de hábitat favorable del sur de la Comunidad. No hay datos cuantitativos que permitan señalar ninguna tendencia (P. Arratibel Jauregui, *in litt.*), aunque, tras muchos años de experiencia, J. J. Iribarren y A. Rodríguez Arbeloa (*in litt.*) intuyen una tendencia regresiva, tal como ocurre en otras zonas del norte peninsular.

Comunidad Valenciana. En la provincia de Castellón parece estar en regresión, a juzgar por su desaparición como nidificante en algunas zonas, así como la disminución de su densidad en muchas localidades (M. A. Gómez Serrano, *in litt.*). En la comarca del Alto Vinalopó (Alicante), la población es abundante, habiéndose detectado su reproducción segura en el 43% de las cuadrículas muestreadas, pero no se tiene certeza si existe o no un retroceso (Campos *et al.*, 2001). En un interesante análisis para el conjunto de la Comunidad, V. J. Hernández (com. pers.) considera que a principios de los años ochenta las mayores densidades se localizaban en el piso termomediterráneo, mientras que en la actualidad, tras un notable declive de la especie en toda la Comunidad, es el piso mesomediterráneo donde se encuentra mejor representada. Este patrón estaría relacionado con las importantes pérdidas de hábitat sufridas en las zonas bajas a consecuencia de la implantación de regadíos de cítricos, urbanización y proliferación de infraestructuras diversas. Actualmente, la Collalba Rubia mantendría sus mejores poblaciones en las zonas del piso mesomediterráneo no afectadas por los procesos de reforestación, ocupando los restos de los cultivos de secano en activo y, especialmente, las zonas afectadas por los incendios forestales, que en la última década han afectado grandes extensiones de la media montaña valenciana.

ECOLOGÍA

Especie estival, típicamente mediterránea que ocupa preferentemente los pisos termo, meso y supramediterráneo en la Península (Tellería *et al.*, 1999). Presenta una selección de hábitat bastante amplia que abarca páramos, terrenos pedregosos, pastizales desarbolados, matorrales clareados, cultivos leñosos de secano (vi-

ñedos, olivares, etc.) e incluso bosques muy abiertos (encinares, pinares, sabinas, etc.) y llanuras de sustitución de los bosques clímax en ambientes mediterráneos, en general zonas con escasa cobertura herbácea y arbustos de baja cobertura. Ausente tanto de los cultivos cerealistas extensivos como de los matorrales y bosques espesos y bien desarrollados (Loskot, 1983; Suárez, 1988; Suárez & Yanes, 1997; Tellería *et al.*, 1999). La dieta consiste en varios invertebrados, principalmente himenópteros (hormigas), coleópteros y ortópteros (Loskot, 1983; Suárez, 1988; Hódar, 1998), habiéndose registrado un comportamiento trófico diferencial entre sexos (Santos & Suárez, 1985).

Diversos estudios sitúan las densidades de la especie entre 0,1 y 1,9 pp./10 ha (Sampietro Latorre, 1998; SEO/BirdLife, 1994; Tellería *et al.*, 1988; Hódar, 1996; Clement & Vatev, 1997; M. A. Cuesta & A. Balmori, com. pers.), aunque algunos estudios citan estimas claramente mayores, como Peris *et al.* (1977) que encuentran densidades de hasta 2,6 pp./10 ha en un sabinar de Guadalajara. Por otro lado, los índices kilométricos de abundancia primaverales están comprendidos entre 0,2 y 6,5 ind/km (Mestre *et al.*, 1987; Hernández *et al.*, 1995; Institut Català d'Ornitologia, datos inéditos; Hódar, 2002). Pese al interés de todas estas estimas, resulta especialmente importante analizar con cautela todos estos datos, ya que las estimas de abundancia provenientes de estudios con metodologías y diseños distintos no son directamente comparables sin un control de las características del censo.

AMENAZAS

Cambios en el hábitat. (3) La Collalba Rubia es una especie especialmente abundante en ambientes mediterráneos con escasa cobertura vegetal, lo cual la hace especialmente sensible a pequeños cambios estructurales en el hábitat (Herrando, 2001). Así, los procesos de reforestación que están ocurriendo en muchas áreas tras el progresivo abandono del pastoreo y de las labores agrícolas tradicionales (Blondel & Aronson, 1999) pueden suponer una clara amenaza para la especie. Cabe destacar que la política de reforestación de eriales y cultivos abandonados, dentro del marco del programa de forestación de tierras agrícolas (al amparo del Reglamento 2079/92/CEE) y por otras iniciativas similares, como las llevadas a cabo por muchas confederaciones hidrógráficas, pueden tener una notable repercusión en la pérdida de hábitat adecuado para la especie (Suárez, 1994, 1997; Hódar, 2002). Por otro lado, y en sentido opuesto, los incendios forestales pueden permitir el mantenimiento o recolonización de áreas en proceso de regeneración forestal (Vicente, 1991; Pons & Prodon, 1996; García, 1997; Herrando, 2001). Por esta razón, es previsible que el equilibrio entre la dinámica del fuego y la reforestación juegue un papel determinante en el futuro de la especie. Es importante remarcar que estos dos procesos no resultan homogéneos a lo largo del área de distribución de la especie, de tal forma que, si bien la reforestación tiene muchas veces un papel destacado en muchas zonas del centro y del norte peninsular, en numerosas zonas del levante y el sur, un fenómeno opuesto, la desertificación, en parte asociada a la recurrencia de incendios (Blondel & Aronson, 1999), puede permitir la persistencia de ambientes apropiados para la especie.

Desarrollo de nuevas infraestructuras y urbanismo. (3) Ejemplos de infraestructuras que pueden destruir el hábitat de la especie son abundantes por toda España. Algunos de los que más impacto tienen son: la recalificación de terrenos con destino ur-

bano/polígonos industriales, infraestructuras viales, extracción industrial (minería), dragados y canalizaciones y construcción de diques y presas (A. R. Muñoz Gallego; F. Chiclana; G. Ballesteros, *in litt.*; obs. pers.). Cabe destacar el proceso de urbanización de la costa mediterránea, que lejos de estancarse, continua aumentando más y más. Se trata de proyectos de urbanización que, a medida que el suelo estrictamente costero disminuye y encarece, se adentran progresivamente en las sierras costeras cercanas al mar, zonas que a menudo mantienen ambientes muy apropiados para la especie, desde el sur de Barcelona hasta Cádiz.

Cambios en la estructura agraria. (3) Las transformaciones que se están dando en numerosas zonas agrícolas, como la extensión de regadíos, la concentración parcelaria, la aplicación de plaguicidas, la puesta en cultivo de eriales, etc. pueden constituir serios impactos negativos para la especie (Suárez, 1994; Ortuño, 1996a; Hódar, 2002). Algunos de los casos recientes que están provocando la eliminación sistemática de hábitats adecuados para la especie son: la implantación de invernaderos en la costa almeriense y granadina, la intensificación agrícola en la zona de Baza-Huéscar, Granada (Hódar, 2002), los proyectos de regadíos en Monegros, la implantación de regadíos (proyecto Segarra-Garrigues) en las últimas zonas esteparias de Lleida (J. Estrada, com. pers.), la conversión de campos de almendros, olivos y algarrobos en naranjales en las sierras prelitorales de Castellón (M. A. Gómez Serrano, *in litt.*) o la ejecución de proyectos agrarios en el norte de la Región de Murcia (G. Ballesteros, *in litt.*).

Cambios en la gestión ganadera. (3) También pueden estar relacionados con un detrimento del hábitat para la especie (Peco & Suárez, 1993; Suárez *et al.*, 1996). Así, la baja rentabilidad de la ganadería extensiva está propiciando el desarrollo uniforme de la cobertura vegetal en zonas donde antaño esta actividad mantenía eficazmente un mosaico de superficies abiertas y arbustos dispersos que constituían uno de los hábitats más favorables para la especie.

Factores climáticos. (3) Tal como sugieren Mestre *et al.* (1987) y Suárez (1994), en relación con las sequías en el Sahel, las poblaciones ibéricas de la especie pueden verse afectadas por alteraciones ambientales de tipo climático en las zonas de invernada. Conocer la ciclicidad o direccionalidad de estas perturbaciones, es decir, determinar si estas sequías se producen cada vez con mayor frecuencia o no, puede llegar a ser esencial para establecer si dichos episodios dan lugar a fluctuaciones periódicas o conllevan la progresiva disminución de los efectivos de la especie.

Depredación de nidos. (3) Algunos estudios muestran como las poblaciones ibéricas de Collalba Rubia están sometidas a elevadas tasas de depredación de huevos y pollos, del 60-80% (Suárez, 1988; Suárez & Manrique, 1992; Yanes, 1995). Por lo menos en el caso del Zorro -uno de los principales depredadores de nidos de la especie (Suárez 1988)- es razonable suponer que el incremento de sus poblaciones como consecuencia de su aprovechamiento oportunista de recursos humanos (basureros) y la falta de depredadores naturales puede tener efectos colaterales negativos sobre la Collalba Rubia y en general sobre las aves que anidan en el suelo o a muy baja altura.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Aunque no existen actuaciones concretas para la especie, se han realizado diversos programas LIFE en zonas esteparias que pueden contribuir a su conservación (véase texto de *Calandrella brachydactyla* en este volumen).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

La aplicación de cualquier medida de conservación encaminada a una disminución en la intensidad de las amenazas anteriormente citadas debería ser considerada como positiva.

Protección y manejo. (3) Especial atención merecerían todas aquellas medidas que estuvieran encaminadas a la conservación y adecuado manejo de los hábitats de la especie: terrenos accidentados y secos con escasa cobertura herbácea y matorrales espaciados, zonas esteparias, cultivos leñosos de secano, etc. Asimismo, la Collalba Rubia se beneficiaría notablemente de la creación de una REP que incorporase estos hábitats, no siempre suficientemente valorados por la sociedad y, en consecuencia, por las administraciones públicas. Algunas propuestas en este sentido, como la creación de una

reserva en hábitats esteparios en las depresiones interiores de Granada, lamentablemente no han prosperado (EPYPSA, 1985). Esta Red debería servir de marco para la adopción de gestiones específicas para cada espacio natural, acciones diseñadas con el fin de mejorar la calidad del hábitat de ésta y muchas otras especies que comparten una problemática similar.

Seguimiento. (3) Es importante proseguir con los programas de seguimiento de aves comunes que están actualmente en funcionamiento, los resultados de los cuales han de permitir una evaluación continua del estado de conservación de ésta y muchas otras especies. Por otro lado, también resultarían de gran interés todos aquellos estudios específicos que permitieran establecer y cuantificar los factores que determinan la presencia y abundancia de la especie.

Buscarla Unicolor *Locustella luscinioides*

Casi Amenazado; NT [VU B2ab(ii,iii,v); C1]

Autores: Germán López Iborra, Joan Castany y Óscar Frías

La Buscarla Unicolor cuenta con una pequeña población en declive, que quizás no supere las 2.000 parejas concentradas principalmente en Andalucía (más de la mitad, principalmente en las marismas del Guadalquivir y Jaén), seguido de la población muy localizada en las dos mesetas (en torno al 20% del total) y humedales costeros mediterráneos de Cataluña y Comunidad Valenciana (16%). Las amenazas que pesan sobre la especie tienen que ver con la disminución hídrica de los humedales debido a las alteraciones de su funcionamiento natural, así como la modificación de la composición y estructura de la vegetación palustre y la elevada fragmentación y desconexión entre las distintas localidades de reproducción.

DISTRIBUCIÓN

Paseriforme palustre de distribución euro-turquestana que concentra la mayor parte de sus poblaciones en las zonas templadas del Paleártico occidental en un área que va desde el noreste de Francia, Alemania, Polonia, Hungría, zona central de la antigua URSS (Ucrania, Bielorrusia, Lituania, Letonia) hasta Kazajistán, Uzbekistán y Turkmenistán (Glutz & Bauer, 1991; Cramp *et al.*, 1992). De forma genérica se extiende a lo largo de las cuencas de los ríos Volga, Danubio y Don, y de forma salpicada en humedales circummediterráneos. No aparece ni en Islandia, Irlanda, países escandinavos, ni en las islas mediterráneas.

España. Se distribuye de forma discontinua en la Península y falta en las islas Baleares y Canarias, Ceuta y Melilla. Se pueden reconocer varios núcleos de población. Uno de ellos está formado por humedales costeros mediterráneos, fundamentalmente desde el delta del Ebro hasta los humedales sudallicantinos, donde sin embargo su presencia es dudosa en la actualidad. En el mediterráneo existen otras localidades aisladas de reproducción en Granada. El otro núcleo costero está formado por los humedales del entorno de la desembocadura del río Guadalquivir y constituiría la población española más importante. En la parte alta del valle de este mismo río se encuentra otra población que ocupa pequeños humedales de la provincia de Jaén. Se encuentra en gran parte de las lagunas endorreicas de La Mancha, que junto con pequeños humedales del este de Cáceres y Ávila pueden considerarse como otra

población. Existe también una pequeña población en la laguna de La Nava (Palencia) y en la laguna de Gallocanta (Zaragoza-Teruel).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

A pesar de que la identificación no resulta compleja durante la época de cría, no existe un seguimiento global de la población de la especie, por lo que es difícil evaluar su tendencia en toda España.

En Cataluña, la mayor población de la especie se concentra en el delta del Ebro, donde su nidificación es segura, y sólo aparecen pequeñas poblaciones con reproducción probable en els Aiguamolls de l'Empordà y en el embalse de Utxesa. En el delta del Ebro, Castany & López (2000) obtienen un IKA de 1,8 a 11,4 en el año 1994 y Martínez-Vilalta *et al.* (1998) detectan un máximo de 150 machos en el año 1995. No existen datos sobre la evolución posterior de esta población, si bien los autores la califican como abundante en algunas zonas muy concretas de este parque (Vilacoto, l'Encanyissada y l'Alfacada).

En la Comunidad Valenciana se reproduce con seguridad en el P. Nat. del Prat de Cabanes-Torreblanca, el Marjal del Moro, la albufera de Valencia y el marjal de Pego-Oliva. En el Prat de Cabanes-Torreblanca se ha realizado durante la última década un seguimiento de sus paseriformes palustres mediante transectos que muestra para la Buscarla Unicolor unas densidades relativamente

bajas, en torno a 1-2 aves/10 ha en la zonas donde es más abundante en el extremo sur del parque. En el resto de áreas de este humedal es muy escasa o está ausente por lo que estimamos que la población total podría cifrarse en unas 10-20 pp. En el resto de la Comunidad Valenciana la población no ha sido evaluada con tanto detalle. Castany & López (2000) publicaron una comparación de los índices de abundancia (IKA) de passeriformes palustres obtenidos en 1994 en algunos humedales donde la Buscarla Unicolor está presente y encontraron el mayor índice en la albufera de Valencia (0-14 ind/km), seguido dentro de esta comunidad por el de P. Nat. del Prat de Cabanes-Torreblanca (0-8,3). No fue detectada en el P. Nat. de El Hondo. Para la albufera de Valencia no existen estimaciones, pero teniendo en cuenta el IKA mencionado y que la especie se localizaba únicamente en las matas (islas de carrizo), es probable que no supere las 30 pp. M. Yuste (*in litt.*) realiza una estima semejante, en torno a 25 pp., para el marjal del Moro. En la marjal de Xeraco y Xeresa en 1984 se cita una densidad de 4 pp./10 ha (Gil-Delgado, 1985 en Urios *et al.*, 1991) y en el marjal de Pego-Oliva Urios (1997) cita la existencia de un centenar de pp. (pero prospecciones recientes sugieren que su abundancia actual sería bastante menor: A. J. Ramos, com. pers.). En los humedales del sur de Alicante nidificaba en el Hondo y en las salinas de Santa Pola (Navarro, 1988, Ramos & Sarmiento, 1999) pero en la actualidad todo apunta a que la especie ya no se reproduce en estos humedales. Las zonas propicias de las salinas de Santa Pola son visitadas raramente por ornitólogos pero el Hondo por el contrario ha sido prospectado casi en su totalidad diversas veces sin localizar la especie (López & Monrós, 2002).

En el centro peninsular se prospectaron las lagunas de Castilla-La Mancha entre mayo y agosto de 1996, detectándose la especie en las Tablas de Daimiel (261 pp.), embalse de Buendía (60-61 pp.), laguna de Manjavacas (1 pp.), embalse de Almoguera (25-26 pp.), embalse de Castrejón (36-37 pp.), dehesa de Monreal (129 pp.) y Charcones de Miguel Esteban (1-2 pp.). Aunque la incertidumbre asociada con estas estimas puede ser amplia, proporcionan al menos una idea de la magnitud de la población de las lagunas manchegas.

En la Comunidad de Madrid han criado entre tres a cinco pp. en 1994 en la Laguna de San Juan, Chinchón (O. Frías & E. Ferreira; datos inéditos).

A juzgar por la extensión de su presencia en Doñana y su entorno la población en esta localidad es de las más importantes, pero no se conocen estimas directas de su abundancia ni de la del resto de los humedales andaluces. En la parte interior de Andalucía se la cita como nidificante en las turberas de Padul (Granada) (Pleguezuelos, 1992).

En el caso de Mallorca, Menorca e Ibiza se la considera una rareza. De hecho en las campañas del Proyecto Piccole Issole apenas aparecen capturas lo cual confirma lo comentado por Cantos (1992) al respecto de que el grueso de las poblaciones europeas migran a través del Bósforo.

A partir de los datos recopilados en el nuevo atlas de aves reproductoras en España (Martí & Del Moral, 2003) se ha realizado una estima de la población, usando las medias geométrica y aritmética de los rangos de abundancia asignados a cada cuadrícula como estimas su abundancia media mínima o máxima respectivamente.

El número de pp. obtenido según los datos del atlas (Martí & Del Moral, 2003) no coincide con las valoraciones que podemos obtener sumando las estimas parciales obtenidas por diversos autores para algunas CC.AA.

La población estimada de esta manera para Castilla-La Mancha sería una subestima de la población real a tenor de los resultados mencionados anteriormente. Por el contrario, la población de la Comunidad Valenciana estaría muy sobreestimada, principalmente debido a la incorporación en el atlas de datos de localidades donde ya no cría (sur de Alicante). En realidad, teniendo en cuenta las estimaciones parciales de diversos autores, la población en esta comunidad difícilmente sobrepasaría las 200 pp.

Por tanto, y siendo conservadores (dadas las incertidumbres asociadas a las estimas), la población en España de esta especie no debe superar las 2.000 pp., de las cuales más de la mitad se encuentran en Andalucía, principalmente en el entorno de Doñana. Seguiría en importancia la población de las mesetas con más de un 20% y la población de los humedales costeros mediterráneos de Cataluña y Comunidad Valenciana (16%).

Tendencia previsible. No existen datos cuantitativos sobre la evolución de sus poblaciones. Sin embargo, el hecho de que haya desaparecido como nidificante en algunos humedales valencianos indica una tendencia negativa al menos en parte de su área de distribución.

ECOLOGÍA

La Buscarla Unicolor es un migrante transahariano. En el Prat de Cabanes-Torreblanca su estación de cría comienza tras la llegada de los migrantes africanos a su áreas de cría durante el mes de abril, capturándose las primeras hembras con placa incubadora en el mes de mayo. En el delta del Ebro se detectan dos nidos en mayo (Muntaner *et al.*, 1983). En el marjal del Moro, se captura un joven el 18 de mayo de 2000 (M. Yuste, com. pers.). Es una especie muy selectiva en cuanto al hábitat de nidificación, en comparación con otros passeriformes palustres con los que suele coexistir (carriceros común y tordal). Su hábitat de cría incluye fundamentalmente zonas con vegetación palustre, básicamente carrizales, también con masiega (*Cladium mariscus*), eneas (*Typha domingensis*) y juncos (*Juncus* sp.).

AMENAZAS

- Disminución del nivel hídrico de los humedales durante la época de cría, producidos en muchos casos por las modificaciones del funcionamiento hidrológico que han experimentado en las últimas décadas muchas zonas húmedas y que siguen amenazando a otras como el delta del Ebro (1).
- Alteración o destrucción de los hábitats específicos de cría. El incendio del carrizo o la modificación de la composición y estructura de la vegetación palustre que selecciona para criar (2).
- Desconexión entre las poblaciones reproductoras que aumenta la probabilidad de extinción de las más pequeñas, que hoy en día son la mayoría, especialmente en el litoral mediterráneo (1).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No existen medidas de conservación específicas hasta el momento. La mayoría de los núcleos de población en el Mediterráneo están incluidos en espacios protegidos, pero no parecen existir medidas de gestión dirigidas concretamente a la conservación de esta especie. La situación de las poblaciones del interior peninsular es

peor, pues a una menor abundancia y mayor desconocimiento de su estatus se une el que gran parte de las lagunas donde se cita no están protegidas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

El escaso número de localidades en las que se reproduce implica que sea muy importante la conservación de estos puntos.

— Tomar las medidas necesarias para mantener el nivel hídrico de los humedales donde cría la especie.

— Identificar los lugares donde se reproduce en los humedales donde está presente y evitar alteraciones en la vegetación de estos puntos y en otros de características similares. Entre éstas perturbaciones cabe citar el fuego, que debería usarse como medio de gestión sólo bajo condiciones muy controladas.

— Realización de un seguimiento de la evolución de la especie, con métodos estandarizados, en los humedales más importantes. De esta manera se conseguiría mejorar la estima de la población española actualmente disponible e identificar con mayor antelación posibles descensos o aumentos de su número en el futuro.

Carricerín Real

Acrocephalus melanopogon

Vulnerable; VU B2ab(iii,v)

Autores: Joan Castany y Germán López Iborra

El Carricerín Real se concentra en dos núcleos principales: el litoral mediterráneo peninsular (varios humedales) y S'Albufera, que representan aproximadamente el 98% del total de la población española -poco más de 1.500 parejas-. Cuenta además con puntos de cría salpicados por la Mancha húmeda (y otras localidades puntuales), donde la escasa evidencia documentada apunta a un declive. Considerando un área de ocupación pequeña (2.000 km²) y una situación de fragmentación de su hábitat original (La Mancha húmeda y litoral mediterráneo), además de las pocas localidades de cierta importancia y un declive en conjunto probablemente superior al 10% en la última década, la especie se califica como Vulnerable. Además, su carácter sedentario (Balears) y parcialmente migratorio (desplazamientos a lo largo del litoral) en la Península, hace difícil el reclutamiento de aves procedentes de regiones vecinas. Aunque se conoce la invernada de aves francesas en el litoral peninsular, el anillamiento no ha demostrado hasta la fecha ningún caso de establecimiento como reproductor de individuos procedentes de esta población. Las amenazas más importantes están relacionadas con la pérdida y degradación de hábitat de calidad en los humedales (principalmente manchegos y del litoral mediterráneo).

DISTRIBUCIÓN

Paseriforme palustre de distribución Turquestano-mediterránea que concentra la mayor parte de sus poblaciones de forma discontinua en lagunas litorales, marjales costeras, deltas de ríos en el sur de Europa (especialmente el Don, Volga y Danubio), algunos lagos centroeuropeos y alrededor del mar Caspio. Existen dos razas: la nominal (*melanopogon*), ubicada en Europa y *mimica* que ocupa el sureste de Rusia, Asia central, este de Turquía, Cáucaso y Oriente Medio (Cramp, 1992).

España. La especie se encuentra tanto en la Península como en las islas Baleares. En éstas, existe una población concentrada fundamentalmente en el P. Nat. de S'Albufera, en la isla de Mallorca, que representa la mayor población española en un solo humedal. También se ha confirmado su reproducción en Menorca, isla donde se comprobó la reproducción en 1984 y para la que no existían datos anteriores a 1980 (Ferrer *et al.*, 1986). Por otra parte, se distribuye de forma discontinua a lo largo de la franja costera mediterránea desde Gerona hasta el sur de Alicante. En esta zona está representado por pocas decenas de pp. en la mayoría de humedales, exceto en el P. Nat. del Prat de Cabanes-Torreblanca, que incluye su principal población peninsular, y en el delta del Ebro. No existen datos de reproducción al sur de Alicante y las observaciones son muy escasas en el litoral andaluz. Respecto a su distribución en humedales interiores de la Península se puede distinguir un núcleo que se distribuye por el valle del Ebro, con citas

distribuidas en pequeñas lagunas de todas las provincias aragonesas y alguna de Navarra, y en la confluencia de los ríos Cinca y Segre, a caballo de las provincias de Huesca y Lérida, aunque su reproducción en estas lagunas no ha sido todavía confirmada. Por otro lado, se encuentra también, en pequeño número, en diversas lagunas de Castilla-La Mancha, y en una gravera próxima a Mérida donde su reproducción se ha comprobado recientemente.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

No existe un seguimiento global de la población de la especie, por lo que es difícil evaluar su tendencia en toda España, aunque sí que existen datos para algunos humedales concretos. Para valorar los datos disponibles hay que tener en cuenta además algunas dificultades añadidas por el comportamiento de la especie, pues los machos que presentan una intensa actividad canora en febrero son en muchos casos individuos invernantes que aún no han regresado a sus áreas de cría (J. Castany & G. López, obs. pers.). Además, la especie puede ser confundida con el Carricerín Común (*A. schoenobaenus*), frecuente en humedales ibéricos durante el paso primaveral, mientras que una vez ha llegado el Carricero Común (*A. scirpaceus*) su mayor abundancia contribuye a dificultar la detección del canto del Carricerín Real.

El seguimiento más completo de la especie ha tenido lugar en el P. Nat. del Prat de Cabanes-Torreblanca, donde uno de los au-

tores (J. Castany) ha realizado un transecto desde el año 1990 hasta la actualidad, y otro recorrido entre los años 1993 y 1997, ambos mediante el método del transecto finlandés (Tellería, 1986). Los resultados de ambos transectos están altamente correlacionados y muestran una densidad que oscila entre 5-7 aves/10 ha entre los años 1990 y 1993. Durante la intensa sequía que se prolongó entre mediados del 1993 y finales de 1995 la abundancia de la especie disminuyó continuamente y a partir de 1996 pasa a fluctuar entre 1 y 2 aves/ha y no llega, por tanto, a recuperar su abundancia anterior. Aplicando los resultados de estos transectos y de otros realizados de forma puntual en diferentes hábitats de este parque, llegamos a la conclusión de que la población que antes de la mencionada sequía podría cifrarse en unas 400-500 pp. (Castany & López, 1997) ha quedado reducida a finales de los noventa y hasta el presente a menos de la mitad, unas 150-170 pp.

En el resto de la Comunidad Valenciana la población no ha sido evaluada con tanto detalle. Castany & López (2000) proporcionan una comparación de los índices de abundancia (IKA) durante la época de cría (abril-mayo) de passeriformes palustres en algunos humedales donde el Carricerín Real está presente y encontraron el mayor índice para el Prat de Cabanes-Torreblanca (media: 19,7; rango: 6,7-32), seguido dentro de esta comunidad por el de la albufera de Valencia (media: 4,0; rango: 0-10) y el de El Hondo (media: 2; rango: 0-6). En este último humedal, nuestra experiencia nos indica que la especie no debe superar las 15-20 pp., valor máximo que sería aplicable también a las salinas de Santa Pola. No existen estimaciones para la albufera valenciana, pero teniendo en cuenta el IKA mencionado y que la especie se localizaba preferentemente en las matas (islas de carrizo), es probable que no supere las 50 pp. Se han publicado estimas semejantes, de 40 a 75 pp., para el marjal del Moro en los años 1993 y 1994 (Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana), pero no disponemos de información más reciente que indique si esta población se ha mantenido o ha disminuido. No tenemos datos referentes al P. Nat. del Marjal de Pego-Oliva, pero probablemente su población no superará tampoco las 50 pp. En el resto de humedales valencianos donde se ha encontrado (Marjal de Xeresa, Marjal de Peñíscola, Marjal de Almenara) la población de la especie debe ser de muy pocas parejas.

En Cataluña, existen algunos datos de la evolución de la especie en los Aiguamolls de l'Empordà donde se estiman 20 pp. en 1997 que disminuyen hasta 7 pp. en 2001 (Estación Ornitológica del P. Nat. dels Aiguamolls de l'Empordà; datos inéditos). En el delta del Ebro, Castany & López (2000) obtienen un IKA menor que el de las localidades valencianas estudiadas (1,2, 0-2,8), y Martínez-Vilalta *et al.* (1998a) detectan un máximo de 11 machos en el año 1995, aunque no prospectan todo el parque. Estos mismos autores realizan una estimación de la población global del Delta a partir de sus datos que resulta de 100-122 pp. (Martínez-Vilalta *et al.*, 1998b). No tenemos datos sobre la evolución de esta población en los últimos años.

En el resto de poblaciones peninsulares no existen citas de reproducción segura, con excepción de la gravera de Mérida, donde nidifica desde 1998 (Benítez Cidoncha, 2002). Las repetidas observaciones tardías de primavera y verano y las capturas de aves anilladas apoyan la reproducción de la especie, aunque es imposible decir con estos datos concretamente en qué lagunas realmente cría y en cuáles no. Respecto a la población del valle del Ebro, las observaciones en la confluencia del Cinca y el Segre son recientes, mientras que las de las pequeñas lagunas aragonesas son más antiguas y por tanto existe más incertidumbre sobre su reproducción

en ellas en la actualidad. Existe, no obstante, una recuperación en abril de 1996 en la laguna de Sariñena (Huesca) de un individuo anillado como invernante en el Prat de Cabanes-Torreblanca.

Las lagunas de Castilla-La Mancha fueron prospectadas entre mayo y agosto de 1996 por un equipo de SEO que detectó la especie en las lagunas de Ontalafia (11-12 pp.) y Tinarejos (una pareja) en Albacete, en las Tablas de Daimiel en Ciudad Real y el embalse de Almoquera en Cuenca (SEO/BirdLife, 1996), aunque en estas últimas localidades no llegan a cuantificar su población. Más recientemente se estima la presencia de 20 pp. en el embalse de Almoquera (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). Existen, sin embargo, datos de su presencia en los años ochenta en la laguna de El Masegar (Toledo) donde un informe (véase SEO/BirdLife, 1996) estimó 20-30 pp. en aquella época. El hecho de que no fuese detectada en 1996 podría indicar una disminución de la especie también en este humedal. En la laguna del Taray se estimó en 1989 una población de 20-30 pp. pero posteriormente no se detecta la especie (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002). Otras lagunas manchegas con algunos datos de presencia primaveral de la especie son la laguna de Manjavacas (Cuenca) donde existen anillamientos en marzo de 1994 y el embalse de Buendía (Guadalajara) donde se cita alguna observación aislada en primavera en 1995, pero no es detectada por el equipo de SEO (SEO/BirdLife, 1996).

La población balear es la más numerosa de las que se encuentran en España, pero al mismo tiempo existen grandes incertidumbres sobre su tamaño real y su evolución en las últimas décadas. Se concentra principalmente en el P. Nat. de S'Albufera de Mallorca, donde estimaciones de principios de los años ochenta proponían la existencia de 5.000-7.000 pp. (véase Cramp, 1992). Posteriormente, Taylor (1993) estima unas 900 pp. a partir de transectos realizados por P. Vicens en 1992, pero admite que este resultado puede ser una subestima de la población, y más recientemente, en el año 1995, se estima ésta en unas 1.000-2.000 pp. mediante transectos realizados en todo el parque por voluntarios (Chris, 1997). Entre estas cifras, la primera de 5.000-7.000 pp. puede considerarse como una sobrestima de la población ya que, teniendo en cuenta la superficie del humedal y que no todos los hábitats que incluyen son óptimos, la densidad resultante no es realista. Además, los índices de abundancia obtenidos por Castany & López (2000) para este humedal (IKA 12,5; 6,7-18,9) resultan algo inferiores a los obtenidos para el Prat de Cabanes-Torreblanca.

Se reproduce también en Menorca (donde se considera un colonizador relativamente reciente, citado por primera vez en 1982: Mejías García & Amengual Ramis, 2000) en las marismas de Son Bou y en Son Saura Nord, aunque no disponemos de estimas de su población, y ha sido citado también en Ses Freixes, en Ibiza (Martínez & Palerm, 1998), aunque la reproducción en esta isla no ha sido comprobada.

Para estimar la población nidificante de Carricerín Real en España hemos utilizado los rangos de las estimaciones publicadas (1.000-2.000 pp. en el caso de Mallorca) y las medias geométricas y aritméticas de los rangos de abundancia asignados en el fichero del nuevo atlas de aves de España (para elaboración de Martí & Del Moral, 2003). Para las localidades de las que no se dispone de tal información, hemos utilizado las medias correspondientes al segundo intervalo de abundancia (31,4-54,5 pp.) si la reproducción se considera probable y el rango de 0-4,5 pp. si la reproducción es sólo posible.

Los resultados apuntan una disminución algo superior al 10% en la población ibérica de Carricerín Real en la última década.

Pero hay que tener en cuenta que para la mayoría de humedales no se disponen de estimas en estos dos periodos por lo que se les ha asignado la misma abundancia, lo que contribuye a enmascarar descensos reales que puedan haber ocurrido. De hecho, en todas aquellas zonas de las que se dispone de datos separados por varios años (Aigüamolls de l'Ampurdá, Laguna de El Masegar, Laguna del Taray y Prat de Cabanes-Torreblanca) se observan disminuciones algo superiores al 50%. En Baleares, la gran incertidumbre y variabilidad de las estimas no permite afirmar cual ha sido su evolución en la última década, por lo que hemos utilizado la misma estima para los dos periodos, pero Chris (1997) afirma que en S'Albufera la especie ha disminuido en las zonas con ganado y ha aumentado en las zonas de frontera. Estos datos sugieren que la evolución de la población de la especie ha experimentado un declive de moderado a fuerte en las últimas décadas, al menos en la Península. Es probable que fuera también más abundante antaño en otros humedales, como El Hondo, en los que en los últimos lustros se ha producido una degradación de la calidad del agua.

A pesar de que se ha anillado bastante la especie en Mallorca no se han producido recuperaciones fuera de las islas, lo que implica que es muy improbable que esa numerosa población pueda exportar individuos que contribuyan al mantenimiento de las poblaciones peninsulares. Sí que existen numerosas recuperaciones ibéricas de carricerines anillados fundamentalmente en el delta del Ebro (Aymí, 1991) o en el Prat de Cabanes-Torreblanca, que se distribuyen principalmente por humedales mediterráneos y muestran que parte de los individuos de la población del Prat se dispersan en invierno tanto hacia el norte (Marjal de Peñíscola, delta del Ebro) como hacia el sur (Marjal del Moro, albufera de Valencia, El Hondo e incluso Motril, Granada). Se ha comprobado que parte de los individuos regresan en época de cría a su localidad nativa (J. Castany & G. López, datos inéditos) pero también el asentamiento como reproductor en Peñíscola de un ave nativa del Prat. Por tanto, el mantenimiento de la población del Prat de Cabanes-Torreblanca, la más numerosa de la Península, es muy importante para la conservación de la especie ya que puede actuar como fuente de individuos hacia otras áreas. El anillamiento ha permitido comprobar también la invernada regular de carricerines reales franceses a lo largo de todo el litoral mediterráneo de la Península, pero no existen datos hasta el momento que indiquen la permanencia como reproductores en España de algunos de estos individuos.

La tendencia es preocupante, pues la reducción a la mitad de la población del Prat de Cabanes-Torreblanca y de los Aigüamolls de l'Empordá la hace más vulnerable a futuros impactos en estos parques. Las pequeñas poblaciones en otros humedales también resultan muy vulnerables. El hecho de que se haya observado criando en nuevas localidades no hay que considerarlo con mucho optimismo por el mismo motivo. Por tanto, si no se toman medidas adecuadas es probable que la especie continúe disminuyendo.

ECOLOGÍA

El Carricerín Real es el único *Acrocephalus* europeo que se puede considerar un migrador parcial, y que realiza movimientos de corta distancia, especialmente las poblaciones ibéricas. Por ese motivo su estación de cría comienza más temprano que en las otras especies, pues en algunos años se detectan hembras con placa incubadora ya en marzo en el Prat de Cabanes-Torreblanca (J.

Castany & G. López, obs. pers.). Es una especie más selectiva en cuanto al hábitat de nidificación que las otras congéneres con las que suele coexistir (carriceros común y tordal). Este hábitat incluye fundamentalmente zonas con vegetación palustre próximas a superficies de agua libre y de calidad (surgencias entre carrizales -*ullals*-, pequeñas islas de carrizo, canales de antiguos campos de arroz, etc.). Posiblemente esta selección del hábitat de cría esté condicionada por su costumbre de capturar insectos cerca de la superficie del agua (Bibby, 1982). Tiende a evitar grandes extensiones de carrizales monoespecíficos, siendo más abundante cuando éstos coexisten con otras especies, como juncos (*Juncus* sp., *Scirpus* sp.), enneas (*Typha domingensis*) y masiega (*Cladium mariscus*). Construye el nido en los entramados de tallos muertos y rotos del carrizo, por lo que se ha sugerido que resulta más abundante en carrizales que no han sufrido alteraciones recientes (Taylor, 1993).

El anillamiento en dos estaciones de esfuerzo constante en el P. Nat. del Prat de Cabanes-Torreblanca (Castellón) ha permitido comprobar que un índice relacionado con el éxito reproductor (jóvenes capturados por adulto en una determinada estación de cría) está positivamente correlacionado con la precipitación acumulada en los tres primeros meses del año (J. Castany & G. López, datos propios), lluvias que tienen un efecto importante sobre el nivel hídrico de este humedal. El mantenimiento del encharcamiento es fundamental para la ecología reproductora de la especie, que puede incluso abandonar prematuramente las áreas de cría si el carrizal se deseca. El encadenamiento de dos años seguidos de sequía con el consiguiente bajo éxito reproductor ha influido, con toda probabilidad, en la disminución de la especie en el Prat de Cabanes-Torreblanca.

Se conoce la invernada de aves francesas en el litoral peninsular, el anillamiento no ha demostrado hasta la fecha ningún caso de establecimiento como reproductor de individuos procedentes de esta población.

AMENAZAS

Alteraciones del régimen hídrico de los humedales. (1) Todo el área litoral de distribución del Carricerín Real sufre periódicamente las consecuencias de prolongadas sequías. Además la transformación desproporcionada de campos de secano en campos de regadío conlleva la sobreexplotación de los acuíferos. En estas mismas áreas se está potenciando, por razones de turismo, la ubicación de campos de golf, con la consabida exigencia en requerimientos de agua que tienen dichos complejos. Estas actividades además de producir una alteración del hábitat, pueden alterar el régimen hídrico de los humedales provocando un descenso del nivel del agua más temprano que lo habitual, lo que produce una disminución del éxito reproductor de la especie. De esta manera, la acción humana incrementa el efecto negativo de las sequías naturales. En este mismo sentido, el posible efecto del Plan Hidrológico Nacional sobre el delta del Ebro podría repercutir negativamente sobre el Carricerín Real.

Pérdida de hábitat de cría. (2) Es una ave especialmente exigente en cuanto a las características del hábitat de cría, de forma que no se distribuye uniformemente en los humedales que ocupa, sino que tiende a concentrarse en determinadas zonas favorables. Por tanto una pequeña alteración, si afecta a estas áreas preferentes, puede tener un efecto negativo desproporcionado sobre su población. El crecimiento urbanístico en torno a los hu-

medales, como el que amenaza al Prat de Cabanes-Torreblanca por el norte o a la marjalería del entorno de Castellón pueden afectar negativamente a la especie. Una de las mejores áreas de cría para la especie se sitúa en el extremo sur de este parque, lo que la hace especialmente vulnerable a posibles futuras alteraciones en su entorno.

Alteraciones no naturales de la vegetación. (2) Dada la preferencia del Carricerín Real por el carrizal viejo, su gestión mediante la quema o el incendio incontrolado afecta negativamente a la disponibilidad de hábitat adecuado. Las alteraciones que produce el ganado también pueden afectar negativamente a la especie. Esto se ha comprobado en Mallorca, donde se utiliza como un medio para la gestión de la vegetación. En el Prat de Cabanes-Torreblanca, la entrada ocasional y no autorizada de ganado vacuno en los juncales perjudica también a la especie.

Disminución de la calidad del agua. (1) Existen evidencias de que un descenso de la calidad del agua, por ejemplo a través de su eutrofización, afecta negativamente a la especie. En el P. Nat. de El Hondo la especie nidifica en las charcas que mantienen mejor calidad del agua y en otras áreas de cría potenciales en las que la calidad del agua es baja la especie está ausente.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No existen medidas de conservación específicas hasta el momento. La mayoría de los núcleos de población en el Mediterráneo están incluidos en espacios protegidos, pero no parecen existir medidas de gestión dirigidas concretamente a la conservación de esta especie. La situación de las poblaciones del interior peninsular es peor, pues a una menor abundancia y mayor desconocimiento de su estatus, se une el que gran parte de las lagunas donde se cita no están protegidas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

El escaso número de localidades en las que se reproduce implica que sea muy importante la conservación y protección de estos puntos.

- Tomar las medidas necesarias para mantener el nivel hídrico de los humedales donde cría la especie. El bombeo de agua para riego o el drenaje de acequias que tuvo lugar en el Prat de Cabanes, sin que se instalasen mecanismos de control del flujo de agua, pueden contribuir a que el nivel de agua disminuya demasiado rápidamente en la época de cría. Es preciso, pues, evitar esta situación que tiene un efecto muy negativo sobre el éxito reproductor de la especie (2).
- Identificar los lugares donde se reproduce en los humedales donde está presente y evitar alteraciones en la vegetación de estos puntos y en otros de características similares. Entre estas perturbaciones cabe citar el fuego, que debería usarse como medio de gestión sólo bajo condiciones muy controladas. Los incendios indiscriminados que con cierta frecuencia afectan a muchos humedales destruyen los hábitats adecuados para su nidificación. El ganado puede afectar también negativamente a la especie, principalmente durante la época de cría, por lo que debería evitarse su presencia en los lugares donde se reproduce la especie (3).
- Mantener o mejorar la calidad del agua en los humedales. Debe evitarse o reducirse la eutrofización del agua, ya que se observa que la especie es más abundante donde el agua mantiene una mejor calidad (4).
- Mejora de la capacidad de carga para la especie, mediante una gestión de la vegetación que aumente las áreas de vegetación palustre diversificada, con carrizo y juncos, especialmente en islas o bordes de canales que se mantengan encharcados durante toda la época de cría (3).
- Promover la recuperación de la especie en su principal localidad peninsular, el P. Nat. del Prat de Cabanes-Torreblanca, de forma que pueda actuar como una fuente de emisión de individuos que colonicen otros humedales. Para ello sería necesario aplicar las medidas descritas en los puntos anteriores a este parque (2).
- Realización de un seguimiento de la evolución de la especie, con métodos estandarizados, en los humedales más importantes. De esta manera se conseguiría mejorar la estima de la población española actualmente disponible e identificar con mayor antelación posibles nuevos descensos de su número en el futuro (3).

Carricerín Cejudo *Acrocephalus paludicola*

Vulnerable; VU Z2c+3c

Autor: Fernando Jubete

El Carricerín Cejudo es un migrante regular en España cuya importante migración postnupcial ha pasado en buena medida desapercibida. Es importante identificar los sitios más relevantes para la especie en España, con el fin de proporcionar una red de espacios que satisfaga plenamente sus necesidades ecológicas durante su migración por España. Teniendo en cuenta que a nivel mundial la especie está calificada como Vulnerable y considerando que España puede canalizar en migración un porcentaje significativo de los efectivos mundiales, parece recomendable mantener en España el mismo nivel de amenaza.

DISTRIBUCIÓN

El área de reproducción se encuentra limitada al oeste del Paleártico entre los paralelos 47° y 59° N, desde Alemania hasta los Montes Urales. Su área de distribución es todavía poco conocida, habiéndose descubierto recientemente importantes poblaciones en países como Bielorrusia, o núcleos más pequeños en Rusia Europea y el oeste de Siberia (Aquatic Warbler Conservation Team, 1999; Flade, 2001). El Carricerín Cejudo es un migrante transahariano, que parece canalizar buena parte de su migración otoñal por los países del centro-norte de Europa, registrándose su presencia con regularidad en Alemania, Holanda, Bélgica, Francia, Reino Unido y España (de By, 1990; Atienza *et al.*, 2001). La información disponible sobre sus cuarteles de invernada es muy escasa, situándose en una extensa área del Oeste de África, al sur del desierto del Sahara.

España. Aunque el Carricerín Cejudo ha sido considerado como un migrante escaso (Blanco & González, 1992), parece que se trata de una especie que transita regularmente por el territorio español tanto durante la migración prenupcial como la postnupcial (Atienza *et al.*, 2001; Jubete, 2001).

Se han descrito dos grandes rutas migratorias para la especie, una por el litoral atlántico y otra por la costa mediterránea. Una tercera ruta parece unir las dos anteriores por el valle del Ebro (Atienza *et al.*, 2001). Sin embargo, datos de anillamiento intensivo obtenidos desde 1999 en el interior de la Península sugieren la necesidad de evaluar si la especie puede realizar una migración en un frente más amplio.

Una recopilación de citas y datos de anillamiento hasta 1999 identifican las siguientes localidades como las más importantes para la especie (Atienza *et al.*, 2001): 1) Galachos del Ebro, Zaragoza (33 registros); 2) Marjal del Moro, Valencia (29 registros); Txingudi, San Sebastián (29 registros); Aiguamolls de l'Empordà, Gerona (27 registros); Delta de l'Ebre, Tarragona (15 registros).

A estas localidades hay que sumar la Laguna de la Nava (Palencia) en la que en tres años (1999-2001) se han capturado 371 ejemplares (Jubete, 2001 y datos propios). Sin embargo, es necesario recalcar que en este caso las capturas se realizaron en una campaña específica para la especie en la que se utilizaron reclamos.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Su población ha sufrido un drástico retroceso en la segunda mitad del siglo XX, habiendo desaparecido de muchos países de Europa occidental como Francia, Bélgica, Holanda, antigua Alemania del Oeste, Letonia, antigua Checoslovaquia, antigua Yugoslavia, Austria e Italia (Cramp, 1992; BirdLife International, 2000).

La última estima sobre su población mundial ha sido estimada en 12.484-19.915 machos cantores en el año 2002; los países que acogen las mayores poblaciones son Bielorrusia (6.600-12.500), Ucrania (2.100-2.900) y Polonia (2.800-3.000). Los demás países acogen poblaciones inferiores al millar de machos cantores: Hungría (700), Rusia Europea (10-500), Lituania (225-280) Alemania (9-25) y Letonia (0-10) (Aquatic Warbler Conservation Team, datos inéditos; véase también BirdLife International, 2000).

Aunque en España la especie sea un migrante regular, el escaso número de registros obtenidos cada año frente a otros países como Holanda, Bélgica o Francia puede tener su explicación en el menor esfuerzo de anillamiento realizado en España durante la migración de la especie comparado con estos países que tienen programas específicos para el anillamiento de carriceros.

Una prueba de que la población en paso migratorio por nuestro territorio ha pasado en buena medida desapercibida resulta del reciente incremento en las capturas al desarrollar proyectos de seguimiento dirigidos a esta especie (Arroyo, 2001; Jubete, 2001).

ECOLOGÍA

Durante la época de reproducción en Europa central y del este, el Carricerín Cejudo es un especialista del hábitat, que utiliza como lugares de nidificación humedales con vegetación baja y aguas someras. Estos requerimientos ecológicos se encuentran en praderas de inundación temporales y humedales, compuestos por especies halófitas de porte bajo o medio, combinadas en ocasiones con arbustos dispersos (para más detalles sobre los requerimientos ecológicos del hábitat y biología reproductora durante la época reproductora véase Cramp, 1992; Schulze-Hagen *et al.*, 1999).

Durante la migración la especie también aparece asociada a zonas húmedas con vegetación halófitas y bordes de ríos con vegetación palustre y arbustiva (Cramp, 1992).

El paso primaveral en España es más oriental que el otoñal (Atienza *et al.*, 2001), situación que encuentra una concordancia con el patrón migratorio conocido en Europa central/occidental, donde la presencia de migrantes en el paso postnupcial es considerablemente mayor que en el prenupcial (de By, 1990).

En España la fenología migratoria ha sido analizada por Atienza *et al.* (2001). Durante el paso prenupcial el 87% de los registros se concentraron en el mes de abril, con las primeras citas conocidas en la primera semana de marzo y las últimas a finales de abril. El paso postnupcial se reparte más en el tiempo, aunque el 85% de los registros se localizaron entre el 11 de agosto y el 29 de septiembre. Los datos obtenidos en la Laguna de la Nava durante el paso postnupcial (2000-2001), utilizando reclamos y realizando el mismo esfuerzo de trampeo durante el periodo comprendido entre el 15 de julio al 15 de septiembre han mostrado cómo la mayoría de registros se producen durante el mes de agosto, con un 90,9% de capturas en este mes durante el año 2000 y un 94,2% en el año 2001. La primera captura se produjo los días 19 y 26 de julio en los años 2000 y 2001 respectivamente, siendo la última captura los días 12 y 13 de septiembre (Jubete, 2001 y datos propios).

AMENAZAS

Para detalles sobre las amenazas en los países con población reproductora e invernante, véase Heredia (1996) y BirdLife International (2000). En España nunca se han descrito las amenazas para este paseriforme pero éstas pueden encontrarse en los siguientes puntos:

Destrucción o alteración de las zonas húmedas. Este tipo de biotópos han sufrido un severo retroceso en los últimos años que algunos autores sitúan por encima del 60% de superficie perdida, lo que indudablemente habrá afectado a lugares que tradicional o potencialmente podían ser utilizados por la especie.

Cambios en el hábitat. Actuaciones de manejo en los humedales tendentes a eliminar zonas de vegetación helófitas para favorecer la presencia de láminas de agua abierta pueden estar contribuyendo a eliminar el hábitat disponible para esta especie. Pérdida de calidad del agua en los humedales debido a vertidos agrícolas o industriales.

Intensificación de las prácticas agrícolas. Los constantes cambios de tipos de cultivos en los alrededores de las zonas húmedas y el cada vez más frecuente uso de productos fitosanitarios como herbicidas, insecticidas o fungicidas pueden estar afectando a la calidad de aguas de los humedales o siendo responsables de la disminución de las comunidades de artrópodos que componen la dieta de esta y otras especies de aves insectívoras.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En marzo de 2002 la Unión Europea aprobó un proyecto Life titulado “*Conservación del Carricerín Cejudo en la ZEPA Nava-Campos (Palencia, España)*”. Este proyecto permitirá la compra de terrenos y ampliación del humedal de la Nava -enclave importante para la especie en España-, la realización de trabajos de manejo de la vegetación halófila, actuaciones de educación ambiental y la realización de trabajos de investigación y seguimiento de las poblaciones que visitan este humedal. Los resultados de manejo y gestión de hábitat realizados durante este programa serán publicados y divulgados mediante un manual y un vídeo. Igualmente se está ya trabajando en la elaboración de un protocolo que facilite la detección y seguimiento de la especie en otros humedales ibéricos.

La Convención de Especies Migratorias (CMS), está elaborando un memorando de entendimiento para recoger una serie de recomendaciones para la conservación de la especie (véase apartado siguiente). España tiene en principio intención de ratificar el documento (Ministerio de Medio Ambiente).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Identificación de las zonas utilizadas durante los pasos migratorios. Es necesario incrementar el grado de conocimiento sobre los requerimientos de hábitat durante los pasos pre y post-nupcial en España. Posteriormente es necesaria la realización de campañas de seguimiento, a través del anillamiento científico, que permitan conocer con detalle los enclaves más importantes utilizados a lo largo de sus rutas migratorias.

Realización de trabajos de seguimiento. Que aporten información sobre fenología y permitan la recogida de material (plumas y sangre) para su utilización en los estudios isotópicos o genéticos que están siendo realizados y que permitirán obtener nuevas informaciones sobre los lugares de nidificación e invernada. Los trabajos de anillamiento científico se muestran de nuevo como la herramienta más útil para obtener este material.

Estudios de requerimientos y uso del hábitat. En los lugares más importantes donde la especie se concentra durante el paso migratorio, con el fin de poder orientar las dos recomendaciones que siguen a continuación.

Protección de los lugares utilizados por la especie. Tanto a nivel europeo (ZEPA) como regional (Red de Espacios Naturales).

Elaboración de planes de manejo del hábitat. En los humedales donde esté presente, con especial referencia a la conservación y manejo del hábitat utilizado.

Campañas de sensibilización y educación ambiental. Que den cumplimiento al Plan de Acción. Es necesario transmitir a políticos, gestores y público en general la necesidad de conservar los humedales desde una perspectiva global.

Zarcero Pálido *Hippolais pallida*

Casi Amenazado; NT D1

Autor: Francisco Chiclana Moreno

Aunque presenta su núcleo poblacional principal en la comunidad andaluza, también se distribuye en mucha menor medida en otros puntos de la geografía española, siempre ligado al piso bioclimático termomediterráneo y en áreas de baja altitud. El estar asociado mayoritariamente a un hábitat muy específico, como son las formaciones vegetales de taraje cercanas a masas de agua en ambientes semiáridos, le hace muy sensible a las reiteradas alteraciones del mismo, lo que hace augurar un declive continuado de la especie. No se tienen datos cuantitativos adecuados sobre su estima en España, a pesar de ser escaso y localizado, por lo que urge un estudio acerca de este extremo, así como sobre los lugares apropiados donde habita susceptibles de recibir algún tipo de protección.

DISTRIBUCIÓN

Principalmente paleártica occidental. Está presente en África (localmente al norte de la región subsahariana), Europa y desde Arabia hacia el noreste, hasta alcanzar el sur de Kazajistán (Snow & Perrins, 1998). Esencialmente circummediterránea, aunque bastante discontinua y fragmentada, con área reproductiva en España, antigua Yugoslavia, Península Balcánica, Bajo Danubio, Turquía y Oriente Medio. En Europa mediterránea falta de Francia e Italia. En la península Ibérica no alcanza las costas atlánticas portuguesas (Rufino, 1989).

España. Se distribuye fundamentalmente por Andalucía, según muestra el nuevo atlas de aves reproductoras (Martí & Del Moral, 2003), aunque también se encuentra muy localizado y repartido en el valle del Ebro a través de las Comunidades de Navarra y La Rioja. Posee también áreas dispersas en la Comunidad Murciana, en el litoral levantino con pequeñas poblaciones en Valencia y Castellón, en provincias castellano-manchegas (Cuenca y Albacete), y en puntos aislados de la Comunidad Aragonesa, concretamente de las provincias de Huesca y Zaragoza. Existen registros antiguos de cría en regiones donde prácticamente no hay presencia reproductora

actual (Raines, 1955; Wallace & Sage, 1969; Muntaner *et al.*, 1983). En Iberia se reproduce la subespecie *opaca*.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

En Europa se ha estimado una población mínima de 620.000 pp., con diversidad de tendencias, destacando declive en Grecia, país que cuenta con una fracción importante de la población europea, y sin tendencia clara en Turquía (con las mayores poblaciones) (BirdLife International/EBCC, 2000).

España. La población española se ha estimado entre 500-1.000 pp. (Purroy *et al.*, 1997; López & Gil-Delgado, 1997; De Juana & Varela, 2000), sin que se pueda considerar una estima de suficiente precisión al no estar avalada por datos cuantitativos adecuados. Esta pequeña población parece razonable atendiendo a las conclusiones que se pueden extraer del repaso de la muy localizada presencia de la especie en España (ver a continuación). No existe información mínima adecuada que permita extraer conclusiones sobre su tendencia en España, a pesar de que Purroy *et al.* (1997), sospechan estabilidad. Hay que tener en cuenta, sin embargo, que los hábitats más favorables para la especie están sufriendo diversas amenazas que auguran un declive continuado.

Andalucía. A pesar de que esta comunidad autónoma encierra el grueso de la población española, se le considera escaso y localizado en la mayoría de las provincias, presentando peor situación en Huelva, donde prácticamente es inexistente, y en Granada, donde aparece en muy pocas cuadrículas aunque probablemente haya sido subestimado.

En la provincia de Huelva hay dos cuadrículas con reproducción segura y sólo algunas parejas nidificantes, con registros confirmados recientes 1999 y 2000 (Estero Domingo Rubio: J. M. Salyago *in litt.*) y primavera de 2001 (A. García, com. pers.). En la provincia de Sevilla ciñe su presencia a tarajales cercanos a masas de agua que crucen áreas semiáridas (véase Ecología para más detalles del hábitat). Se le encuentra principalmente en la Vega, a lo largo del río Guadalquivir, y en la Campiña, acompañando a cauces importantes como el de los ríos Corbones, Guadaira y Genil. También penetra algo en las sierras a través de ríos y arroyos que presenten bosque en galería (Chiclana *et al.*, 2002). En la provincia de Cádiz se distribuye principalmente a lo largo de los ríos Guadalete y Majaceite, y en torno a embalses con importantes masas de tarajes como el de Bornos (J. Ceballos, com. pers.). En la provincia de Córdoba se distribuye principalmente por la mitad sur, teniendo como límite norte el río Guadalquivir (A. Cuesta, com. pers.). En la provincia de Jaén se distribuye a lo largo de los grandes cauces donde se dan las características de hábitat adecuadas (véase Ecología), como son los ríos Guadalquivir, Guadalimar y Guadiana, así como en torno a la Laguna Grande de Baeza (obs. pers.). En la provincia de Málaga se le observa principalmente en los ríos Guadalhorce y Guadalteba, aunque también nidifica en la cola de embalses importantes como el del Conde de Guadalhorce en la confluencia con el río Turón (J. Fregenal & J. A. Cortés, com. pers.). En la provincia de Granada es aparentemente muy escaso, aunque con seguridad ha sido subestimado (J. M. González, com. pers.). Por último, en la provincia de Almería, se extiende por casi la totalidad de la misma a excepción del extremo norte, aunque con densidades bastante bajas (J. Manrique, com. pers.).

Murcia. Principalmente al norte de la región (Martínez *et al.*, 1996), donde es muy escaso y disperso (A. Guardiola, com. pers.).

Comunidad Valenciana. Reproductor muy escaso y localizado, salvo en Alicante donde se considera nidificante esporádico (G. López, com. pers.). En Castellón se localizaron cuatro pp. en el cauce del Villahermosa, en el año 1993, y dos más en la sierra de Espadán (Gómez-Serrano & Hernández, 2000). En la provincia de Valencia sólo existen algunos puntos de nidificación segura. Se ha señalado disminución en las últimas décadas (Urios *et al.*, 1991).

Castilla-La Mancha. De las cuadrículas del nuevo atlas se deduce que la especie se encuentra muy localizada, con datos de reproducción segura en las provincias de Albacete y Cuenca (Martí & Del Moral, 2003). En la provincia de Ciudad Real se considera muy escaso y localizado, con algunas parejas en el entorno de espacios naturales como las Lagunas de Ruidera y las Tablas de Daimiel (J. Guzmán, com. pers.). En la provincia de Albacete se localiza en zonas de bosque de ribera del río Júcar, Valdeganga y Puente Torres, siendo escaso y localizado (J. A. Cañizares & D. Cañizares, com. pers.; Campos *et al.*, 2001).

Castilla y León. Muy escaso y localizado. Tan sólo hay constancia de reproducción segura en la provincia de Segovia al haberse observado a un adulto cebando a dos volantones en el río Duratón (Díaz, 1988). En la provincia de Valladolid se encuentra restringido a áreas muy termófilas, fundamentalmente en las riberas del río Duero y de manera muy dispersa (A. Balmori, com. pers.). Algunos autores aportan datos sobre otras provincias con reproducción posible (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999).

Aragón. Muy escaso y localizado. Distribuido en ambientes favorables (véase Ecología) del área de Los Monegros y vertiente sur de las sierras exteriores, puntos bajos del Sistema Ibérico y del bajo Cinca (Woutersen y Platteeuw, 1998; Sampietro Latorre, 1998; J. Sampietro, com. pers.; J. M. Sánchez, com. pers.).

Madrid. Sin reproducción reciente. Registrado con cría probable al escucharse canto en varias ocasiones en puntos de la vega del Tajo y del este de Madrid capital. Una pareja sacó cuatro pollos en Móstoles en 1982 (Martí *et al.*, 1994).

La Rioja. Muy escaso y localizado, distribuido por el valle del Ebro y afluentes, como el del río Cidacos, en densidades muy bajas (I. Gámez, com. pers.). Una pareja defiende nido con cuatro pollos en un parque a orillas del río Ebro, en Logroño, en junio de 1996 (Zuberogoitia, 1997).

Navarra. Muy escaso y localizado, repartido por la ribera del Ebro y en los márgenes de ríos y arroyos que desembocan en él, como el río Aragón (J. I. Deán, com. pers.; Elosegui, 1985).

ECOLOGÍA

En Iberia es un ave estrictamente estival. Migrador transahariano que pasa el invierno al norte del Ecuador en áreas arbustivas esteparias. Aparecen los primeros ejemplares a mediados de marzo si bien el asentamiento y nidificación ocurre a partir de mayo, partiendo para África durante agosto y septiembre. Se conocen datos de nidificación tardía (cebas a mediados de agosto: J. Salcedo, com. pers.) que probablemente se deban a la existencia de dos puestas anuales (Ceballos & Guimerá, 1992). Ave muy termófila que se mantiene activa en las calurosas horas centrales del día (obs. pers.). Casi exclusivo del piso bioclimático termomediterráneo donde ocupa zonas de baja altitud siempre que posean formaciones vegetales de tarajes (*Tamarix* sp.) cercanas a masas de agua (incluido embalses, lagunas, acequias), penetrando también en sotos fluviales bien desarrollados y en bosques aclarados en

áreas semiáridas (Chiclana *et al.*, 2002). También puede encontrarse inmerso en vegetación riparia ubicada en ambiente árido, como cañaverales, saucedas, choperas, fresnedas y olmedas; en ramblas, con tarajal denso en sus márgenes, flanqueadas por cultivos arbóreos no demasiado cerrados; en barrancos con malezas y, en menor medida, en jardines y encinares aclarados y cultivos arbóreos abandonados como olivares, palmerales, huertos y naranjales sitos en ambientes semiáridos y de buen estrato arbustivo (Ceballos & Guimerá, 1992; Simms, 1985; Esteve *et al.*, 1986; Martínez, *et al.*, 1996; López & Gil-Delgado, 1997; Sampietro Latorre, 1998; Paterson *et al.*, 1999; Gómez-Serrano & Hernández, 2000 y com. pers. de: A. Cuesta, J. Cortés, J. Frenegal, J. M. González, J. Manrique). Hacia el norte peninsular (Aragón, Navarra y La Rioja), además de los ambientes arriba indicados se menciona en depresiones endorréicas sitas en terrenos salinos, en barrancales salitrosos con tarajes, y en laderas de esparto y tomillar que gocen de ambientes mediterráneos (Elosegui, 1985 y com. pers.: J. Sampietro, J. M. Sánchez, J. I. Deán, I. Gámez).

Alimentación principalmente insectívora. Durante el paso postnupcial consume gran variedad de invertebrados así como diversos frutos (Jordano, 1981). Muñoz-Cobo (2001b) habla de densidades de 0,1-0,5 aves/km.

AMENAZAS

La mayor parte de los problemas que afectan al Zarcero Pálido se deben a la alteración del hábitat relativamente específico en el que habita, principalmente tarajales cercanos a masas de agua en ambientes semiáridos (1). Desglosando algunas de las amenazas, destacan: eliminación de bosques en galería, destrucción de acequias naturales con su orla de vegetación, dragados y canalizaciones, encauzamientos y limpieza de ram-

blas, sobreexplotación de acuíferos, sequía de los cauces naturales, drenajes, construcción de diques y presas, intensificación agrícola, puesta en regadío, abusos de insecticidas, cambios en especies cultivadas, reforestación inadecuada, reforestación comercial, desarrollo industrial y urbano, desarrollo de infraestructuras, extracción de leña incontrolada, gestión forestal intensiva e incendios.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No se conocen, aunque indirectamente, se beneficia probablemente de la protección de espacios naturales protegidos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Conservación y protección del hábitat (3) con el fin de mantener una red adecuada de lugares favorables para la especie. Al menos sería necesario que las áreas con hábitat idóneo pudiesen ser identificadas, así como valorado el grado actual de protección efectiva de las mismas. Resultaría oportuno favorecer la protección genérica de tarajales cercanos a masas de agua, teniendo en cuenta su importancia para ésta y otras especies.

Investigación aplicada. (4) Aunque se tiene bastante información sobre las preferencias de hábitat de esta especie, es necesario profundizar en estudios detallados de selección de hábitat que sirvan de base para la identificar los lugares prioritarios susceptibles de recibir algún tipo de protección, así como orientar las mejores opciones de manejo. Es aconsejable realizar un seguimiento detallado de la población, ya que las amenazas pueden tener una incidencia real en un hipotético declive de la especie (que fácilmente ha podido pasar desapercibido).

Bigotudo

Panurus biarmicus

Casi Amenazado; NT [VU B2ab(ii,v)]

Autores: Germán López Iborra y Juan Monrós

El Bigotudo cuenta con una distribución muy dispersa con relativamente pocos lugares de reproducción que se agrupan principalmente en tres núcleos: 1) litoral mediterráneo (delta del Ebro, albufera de Valencia y humedales sudallicantinos), 2) lagunas castellano-manchegas (con más de la mitad de la población española) y 3) tercio norte peninsular, centrado en el conjunto de lagunas navarras y otros humedales del valle del Ebro. De forma más aislada y salpicada, se reproduce en muy pocas lagunas palentinas. En conjunto se ha estimado que la población total española se encuentra en el rango de 650-1.000 parejas. Una vez corregido en un nivel el riesgo de extinción (por el efecto rescate que en la población de la costa mediterránea española puede ejercer la numerosa población de la Camarga, Francia), la especie se califica como Casi Amenazado por tener un área de ocupación inferior a 2.000 km², menos de 10 localidades y encontrarse en declive.

DISTRIBUCIÓN

El Bigotudo es el único representante europeo de la familia *Paradoxornithidae*, cuyas especies se distribuyen fundamentalmente por Asia. El área mundial de distribución del Bigotudo se extiende también por una amplia franja del continente asiático. Por tanto, sus poblaciones europeas constituyen una prolongación occiden-

tal de su distribución y las poblaciones ibéricas el extremo sudoccidental de tal área.

España. En España se encuentran las únicas poblaciones ibéricas reproductoras de la especie. Podemos distinguir tres núcleos de población. La mayoría de los principales humedales del litoral mediterráneo (delta del Ebro, albufera de Valencia y humedales sudallicantinos) presentan a la especie como reproductora,

aunque su situación no es muy halagüeña y, probablemente, constituye los vestigios aislados de una población más ampliamente extendida a lo largo de este litoral. No está presente en las islas Baleares. Otra área tradicional de la especie está formada por el conjunto de lagunas endorreicas de La Mancha, distribuidas por las provincias de Toledo, Ciudad Real, Cuenca y Albacete (detalles en CAMA-Castilla-La Mancha, 2002 y mapa en Martí & Del Moral, 2003), y a la que podrían adscribirse también las reducidas poblaciones madrileñas. El tercer núcleo está representado por las localidades del tercio norte de España, en el que destaca como área más importante el conjunto de lagunas navarras del valle del Ebro. Se encuentran también pequeñas poblaciones en lagunas palentinas como La Toja y La Nava, en la Charca de Ventas de Valdemudo (Palencia), donde cría en los últimos años (Gómez & Calvo, 1998; Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). No existen poblaciones reproductoras en Murcia o Andalucía, por lo que las poblaciones del sur de Alicante representan el extremo sur de su área de distribución europea.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población de Bigotudo en Europa se estima en 240.000-880.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000). La población más próxima a la española se encuentra en Francia, donde es muy localizada y cuenta con 2.000-4.000 pp.; en particular, existe conexión entre la población de la Camarga en Francia, donde es abundante y se estima en 3.000 pp. (Bargain, 1999).

España. Para estimar el tamaño de la población reproductora en España se han utilizado los códigos de abundancia asignados a cada cuadrícula UTM de 10 × 10 km durante la elaboración del Atlas de las aves reproductoras en España (Martí & Del Moral, 2003). Cada código representa un intervalo en el número de parejas reproductoras estimadas cuya amplitud crece según potencias de 10 (1-9, 10-99, 100-999, etc. parejas reproductoras). Todas las cuadrículas de las que se disponía de una estima de este tipo se sitúan en las dos primeras categorías. Para asignar a cada localidad un número concreto de parejas hemos obtenido una estima optimista como la media aritmética entre los extremos del intervalo y una estima más conservadora mediante la media geométrica entre esos mismos extremos. Así para cada localidad dispondremos de un intervalo que, por ejemplo, en el caso de estar incluida en la segunda categoría de abundancia sería 31,4-54,5 pp. A aquellas cuadrículas en las que no se disponía de código de estima de abundancia (15 de 45), se les ha asignado el valor medio de cada extremo del intervalo de las cuadrículas que sí disponían de estima dentro de la misma comunidad autónoma.

La población española de Bigotudo se aproximaría o estaría algo por debajo de las 1.000 pp. Se trata de una cifra muy inferior a la ofrecida en el atlas de aves reproductoras 1975-1995 (Pardo, 1997) que fue de 2.300 a 4.500 pp., aunque es improbable que esa diferencia represente una disminución de la misma magnitud en el tamaño real de la población. Sólo asignando a cada localidad el máximo número de parejas del intervalo correspondiente a su código de abundancia, lo que no es realista, podría aproximarse la estima al mínimo de parejas citado en el anterior atlas. Por tanto, y dado que el Bigotudo ha ampliado las localidades donde cría en la última década, consideramos más probable que la cifra de varios miles de parejas sobreestima la situación real.

Aragón. Las observaciones en época de cría están limitadas a las lagunas de Gallocanta y Sariñena y algunos puntos de las bal-

sas de riego de las Cinco Villas, siendo probablemente un reproductor más regular en Gallocanta donde se estiman entre tres y seis parejas (Sampietro, 1998). En la laguna de Sariñena fue comprobada su reproducción por primera vez en 1993 (Woutersen & Platteeuw, 1998).

Castilla-La Mancha. Se estimó en 1996 una densidad media, en aquellos carrizales con presencia de la especie, de 70,42 aves/10 ha, con un rango de variación de 3,44 en la laguna de la Cenagosa y 130,8 en el embalse de Bolarque. A partir de estas densidades se obtuvo una estima de la población para Castilla-La Mancha de 1.589 aves; sin embargo, nuevos cálculos de la población castellanomanchega dan cifras de 292-501 pp. (según métodos de estima diferentes). Estas diferencias entre 1996 y las actuales se interpretan más como una sobreestima de los censos anteriores, que a una reducción de los efectivos poblacionales. En cualquier caso, la población de bigotudos de Castilla-La Mancha es la más importante de la Península, manteniendo más de la mitad de la población ibérica (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002).

Madrid. Reproducción comprobada esporádicamente en varias localidades: Arganda (1974), Rivas-Vaciamadrid (1988 y 1989) con al menos tres parejas, y San Martín de la Vega (1995) (De la Puente *et al.*, 1997).

Navarra. Con registros de reproducción en la laguna de las Cañas, donde varias parejas se reprodujeron con éxito en 1994 y 1995; y también en 1995 se dieron indicios de cría en la laguna de Pitillas (Martínez & Llamas, 1995; Ceña *et al.*, 1996).

La población reproductora más importante es la de las lagunas manchegas, que incluiría casi la mitad de la población ibérica, seguida de la población de la Comunidad Valenciana con algo más de la cuarta parte del total. Las tendencias de la especie han diferido entre localidades. El caso más dramático de disminución ha tenido lugar en la población catalana. A finales de los setenta y principios de los ochenta se cita al Bigotudo como un nidificante común e incluso abundante en algunos puntos del delta del Ebro (Martínez 1983), a principios de los noventa se estima una población de menos de 50 pp. (Pardo, 1997). En esta misma comunidad, el Bigotudo era citado en el P. Nat. dels Aiguamolls de l'Empordà como nidificante escaso (5 pp., Sargatal & Llinàs, 1978) pero parece haber desaparecido de este parque en el presente. No obstante, ha aparecido una pequeña nueva colonia de cría en carrizales del pantano de Utxesa (Lleida), próximo a la confluencia entre los ríos Cinca y Segre.

Cataluña. El nuevo atlas de las aves de Cataluña estima una población reproductora actual inferior a diez parejas, y estiman la tendencia de su distribución (últimos 20 años) comparando el número de cuadrículas ocupadas en éste atlas con el anterior (Muntaner *et al.*, 1983), se detecta regresión (J. Estrada/ICO).

Continúa la preocupante bajada de la población, que ha desaparecido de la laguna de Canal Vell durante 1994; en un inventario exhaustivo realizado en 1995 sobre los paseriformes que nidifican *als canyissars* (en los cañaverales), resultaron sólo tres localidades de cría: Illa de Buda (2-3 pp.), l'Alfacada (1 pp.) y l'Encanyissada (2-3 pp.), con una población inferior a las 10 pp. (Martínez-Vilalta *et al.*, 1996). En la isla de Buda la población de adultos reproductores va a pasar de 8-12 pp. en 1994, 2-3 pp. en 1995 y 1996 (Fouces, 1996). Al menos una pareja ha criado con éxito en la isla de Buda y la Alfacada y diversas lo han hecho en la Encanyissada, donde actualmente se observa tres áreas diferentes (Clot, Agulla Vella y La Cinta) (Martí *et al.*, 1996).

El número de machos territoriales detectados durante el periodo de cría de 1995 en el delta de l'Ebre estuvo entre 6-8 (Martí-

nez-Vilalta *et al.*, 1998a), y una estima poblacional de 30-40 pp. (Martínez-Vilalta *et al.*, 1998b) (Copete, 2000), resumiendo la situación de la especie en el Delta, citando a Martínez-Vilalta *et al.* (1998a) concluyen que continúa nidificando en bajo número.

Comunidad Valenciana. Sigue reproduciéndose en las mismas localidades en las que era citado en atlas anteriores, considerado entonces como uno de los paseriformes más escasos y locales de la Comunidad Valenciana y, por tanto, con una población muy vulnerable y muy dependiente de los posibles cambios que ocurran en su hábitat (Urios *et al.*, 1991). Estos autores consideran que no debe superar las 100 pp. para la albufera de Valencia, 70 pp. (como mínimo) para El Hondo (Navarro, 1988) y 25 para las salinas de Santa Pola (las prospecciones de los autores en el Hondo, aunque incompletas -por la imposibilidad de acceder a todas las propiedades incluidas en el parque-, sugieren una población menor a la anteriormente citada, que alcanzaría como máximo las 50 pp. Por tanto, y a falta de más información, la especie permanece aproximadamente estable o presenta una regresión moderada en esta comunidad autónoma. Respecto a la población del centro peninsular parece ser también que es más o menos estable.

La población del tercio norte mantiene su principal núcleo reproductor en Navarra y ha experimentado una clara expansión a lo largo de la década de los noventa. Las observaciones anteriores eran escasas y correspondían sobre todo a aves invernantes, pero a partir de 1994 menudean las observaciones y el mismo año se comprueba la reproducción en las lagunas de Las Cañas y Pitillas (Gutiérrez Expósito, 1998). La expansión de la especie por las lagunas palentinas y Asturias se produce también a partir de finales de los noventa. Dada la precaria situación de las poblaciones catalanas es probable que la colonización del norte peninsular se haya originado a partir de alguna fuga de individuos de las colonias de la costa atlántica francesa (Gutiérrez Expósito, 1998). Esta hipótesis se ve apoyada por los casos históricos en los que la especie comenzó a reproducirse en diversas áreas (oeste de Francia, sur de Suecia, Irlanda) a partir de irrupciones de aves holandesas en los años sesenta y setenta (Gosler & Mogyorósi, 1997).

Las poblaciones de esta especie son consideradas como sedentarias o migrantes parciales, pero no existe un estudio detallado de sus movimientos en sus núcleos ibéricos. Lo más probable es que las poblaciones españolas sean principalmente sedentarias y realicen a lo sumo movimientos cortos entre humedales próximos. El análisis de las recuperaciones archivadas en la Oficina de Anillamiento del Ministerio de Medio Ambiente apoya este extremo. La gran mayoría de las recuperaciones son en el mismo lugar, y muchas de ellas involucran meses primaverales y otoñales (frecuentemente entre marzo y octubre) lo que muestra que muchos individuos permanecen en la misma localidad a lo largo del año. Respecto a los movimientos, la mayoría de los registrados corresponden a desplazamientos entre las lagunas manchegas de Pedro Muñoz, Manjavacas y Miguel Esteban, distantes entre sí poco más de 10 km, e incluyen tanto meses dentro de la época de cría como de otoño e invierno. El movimiento más largo en esta región (153 km) corresponde a un adulto anillado en la laguna de Pétrola (Albacete) en abril y recuperado en la laguna de Miguel Esteban (Toledo) en junio del año siguiente. También existe un par de movimientos invernales registrados dentro de la provincia de Madrid, entre las lagunas de Rivas-Vaciamadrid y Las Infantas, distantes 38 km. No existen recuperaciones que conecten las lagunas manchegas con los humedales de la Comunidad Valenciana o Cataluña, a pesar de que ahí se ha anillado desde hace años, ni

entre Cataluña y los humedales valencianos, lo que sugiere que los intercambios de individuos entre estas poblaciones son escasos. Por el contrario, el conjunto de lagunas manchegas podría considerarse como una metapoblación, con intercambios de individuos cuya frecuencia probablemente será inversamente proporcional a la distancia entre ellas. Existe además una recuperación antigua, de hace casi 30 años, de un individuo anillado en septiembre en el valle del Ebro, al norte de Zaragoza, y recuperado en abril en una localidad en el alto Llobregat, al norte de Barcelona, donde en la actualidad no cría. Esta cita podría indicar que los movimientos entre las poblaciones del valle del Ebro y las catalanas eran más frecuentes cuando la situación de éstas era más saludable.

Respecto a la recepción en Iberia de individuos procedentes del resto de Europa existen muy pocos datos, en realidad una única recuperación de un individuo anillado en octubre en el P. Nat. dels Aiguamolls de l'Empordà y recuperado en época de cría (mayo) en los humedales costeros del sur de Francia, a 62 km de distancia. No existen, por tanto, recuperaciones en Iberia de bigotudos anillados en los humedales atlánticos de Francia, que son citados como sedentarios o erráticos por Bargain (1999). Sin embargo, la distancia que separa las poblaciones francesas más sureñas de este litoral y las marismas próximas a Irún, donde ha sido citado (Grandío *et al.*, 1997), es de poco más de 100 km, por lo que está dentro del rango de distancias que abarcan los movimientos de esta especie.

ECOLOGÍA

Es una especie totalmente ligada a los cinturones de vegetación palustre de las zonas húmedas, constituidas fundamentalmente por carrizo (*Phragmites australis*). En este tipo de vegetación encuentra el principal soporte para construir sus nidos en primavera y su fuente de alimento en invierno, época en la que se alimenta de las semillas de esta planta. Su alimentación durante la época de cría es, sin embargo, insectívora. Los diferentes requerimientos de la especie a lo largo del año determinan un cambio en la selección de hábitat. Durante la nidificación, y según hemos observado en el P. Nat. de El Hondo, selecciona islas de carrizo con una alta densidad de tallos mientras que es raro encontrar un nido en los carrizales de las orillas. Probablemente, esta selección obedece a un intento de disminuir la probabilidad de depredación de sus nidos. Se encuentran colonias de cría, en las que los nidos pueden estar separados por unos pocos metros, y también parejas que crían aisladas. El nido es una taza relativamente voluminosa, construida próxima a la base de los tallos, y por tanto a poca distancia del agua. Esta situación determina que sea muy vulnerable a la depredación.

La reproducción comienza a mediados de marzo y se prolonga hasta julio (obs. pers.). Un periodo tan largo permite realizar hasta 4 puestas de 4 a 8 huevos (Perrins & Brooks, 1993), para lo cual reutilizan a veces los mismos nidos (obs. pers.). Dado el potencial reproductor de la especie, el éxito de los nidos debe condicionar en buena parte su demografía y permitirle, en caso de ser elevado, recuperarse de los episodios de alta mortalidad que ocasionan las malas condiciones meteorológicas en gran parte de su área de distribución. En Perrins & Brooks (1993) se cita un éxito reproductor (nidos en los que vuela al menos un pollo) del 70% y 90% en dos localidades alemanas. Wilson (1998) ofrece datos para nidos construidos dentro o debajo de unos nidales especiales

para el Bigotudo, que permiten estimar un éxito del 70% en esas condiciones. No se conoce todavía su éxito reproductor en localidades ibéricas, aunque los autores están investigando este aspecto en el P. Nat. El Hondo y todo indica que será bastante inferior al citado para Alemania.

En invierno, seleccionan el carrizo en función de la disponibilidad de semillas, por lo que podemos observar bandos en masas de carrizo donde no cría, incluso en áreas no encharcadas. El cambio a la dieta granívora invernal fuerza a los bigotudos a ingerir numerosas piedrecillas, por lo que la disponibilidad de lugares apropiados para ello influye en su selección de hábitat. En El Hondo hemos observado bandos desplazándose a caminos periféricos en los que se había depositado arena gruesa para su mantenimiento y picotear estos áridos posados en el suelo.

AMENAZAS

Al tratarse de una especie con una selección de hábitat muy estricta las principales amenazas están relacionadas con las alteraciones de su hábitat de nidificación. Su vulnerabilidad a los depredadores de nidos hace que la disminución del nivel hídrico de los humedales donde vive tenga unas consecuencias desastrosas para la reproducción. En tales casos muchas pp. no se reproducen y las probabilidades de éxito de las que lo intentan disminuyen. Evidentemente, los humedales se pueden secar tanto por causas naturales como antropógenas, sin embargo la alteración del régimen hídrico de muchos humedales puede agravar los efectos de las sequías mediterráneas debido a la derivación del agua para otros usos, agrícolas fundamentalmente. En el caso de las lagunas manchegas, es probable que el sistema metapoblacional antes comentado facilite la recolonización de las localidades abandonadas, pero en las poblaciones mediterráneas los movimientos entre humedales parecen ser más raros, lo que los hace más vulnerables.

Los roedores, especialmente las ratas, constituyen los depredadores más frecuentes de passeriformes palustres en algunos humedales mediterráneos (obs. pers.). Dado que estas especies oportunistas se ven favorecidas por las actividades humanas que suelen rodear las zonas húmedas, como la agricultura o las urbanizaciones, el crecimiento de la presión de estos depredadores es también una amenaza, especialmente en humedales pequeños o que no dispongan de islas seguras para la nidificación. Podemos

hipotetizar que el hundimiento de la población del delta del Ebro se haya debido a esta causa, agravada por la falta o escasez de intercambio de individuos con otras poblaciones.

El fuego, que tradicionalmente se ha utilizado como un método de gestión del carrizal, también puede resultar perjudicial para la especie aunque tenga lugar fuera de la época de reproducción. El Bigotudo selecciona para nidificar islas con una alta densidad tanto de tallos viejos como verdes, por lo que el fuego conduce a una disminución del hábitat preferido al reducir la densidad de tallos y rejuvenecer el carrizo.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Desconocemos la existencia de medidas de conservación específicas para el Bigotudo. Las medidas generales de conservación de zonas húmedas y sus carrizales contribuirán también a la conservación de esta especie. En el P. Nat. El Hondo los autores están realizando un estudio de la selección de hábitat para la nidificación y el éxito reproductor de la especie dentro de un plan para la mejora de la calidad del hábitat promovido por la dirección del parque. Se espera que los resultados de este estudio sirvan para que la gestión de los carrizales no afecte a especies sensibles.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Identificación de los lugares concretos de nidificación de la especie en los humedales donde está presente, con el objetivo de evitar alteraciones en la estructura de su hábitat.
- Mantenimiento del nivel de agua en los humedales donde cría durante todo el periodo de reproducción.
- Control de depredadores (ratas) en aquellas zonas húmedas donde se verifique que el éxito reproductor es bajo debido a la depredación de los nidos.
- Regulación estricta del fuego controlado en las zonas húmedas, evitando afectar a las áreas conocidas de nidificación. Prevención y actuación rápida ante incendios descontrolados.
- En algunos lugares con escasez de hábitat apropiado para la nidificación o bajo éxito reproductor debido a la depredación se podría ensayar la introducción de nidales artificiales para esta especie.

Herrerillo Común

Parus caeruleus degener

En Peligro; EN B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v)

Autor: Domingo Concepción García

Endemismo canario presente en Fuerteventura y Lanzarote. Su distribución y abundancia vienen condicionadas por la escasez del estrato arbustivo y arbóreo a base de restos de vegetación potencial (tabaibal y matorral termófilo) y diversos cultivos de frutales localizados en las partes más húmedas, así como en zonas ajardinadas y fondos de barrancos con tarajales. En Lanzarote presenta una distribución más restringida y poblaciones menores (60-80 parteas) que en Fuerteventura (150-350). Existe regresión generalizada en los últimos años en ambas islas, con tendencia a acentuarse en los próximos, básicamente por la implantación del turismo de masas en detrimento de las actividades agrícolas tradicionales, y la pérdida y deterioro del hábitat por el abandono de frutales, desmesurado crecimiento de urbanizaciones e infraestructuras y abuso de plaguicidas.

DISTRIBUCIÓN

Se trata de un endemismo canario restringido a las islas orientales de Fuerteventura y Lanzarote. Hay otras tres formas propias de Canarias: *P. c. teneriffae* en Gran Canaria, Tenerife y La Gomera, *P. c. ombriosus* en El Hierro y *P. c. palmensis* en La Palma. Estas cuatro formas fueron englobadas por Vaurie (1959) junto con las del norte de África en el grupo *teneriffae*, mientras que estudios recientes consideran que deben ser tratadas como especies diferentes (Sangster, 1996).

Orográficamente no presenta limitaciones en su distribución (Concepción, 2001a), pues se le puede ver desde el nivel del mar hasta las cotas más altas. Tanto en barrancos encajonados como en áreas abiertas su distribución es, al igual que la vegetación, dispersa y localizada. Tampoco la presencia humana en sí misma es un factor limitante pues convive en el interior de caseríos y pueblos. En ambas islas se restringe a las partes más húmedas con una fisionomía vegetal más estructurada y con presencia de estrato arbustivo y arbóreo. Estas condiciones sólo se cumplen en las zonas montañosas orientadas hacia el norte y los cauces y laderas de algunos barrancos. También en jardines, frutales y palmerales de algunos caseríos como Haría y Máguez.

Lanzarote. Aunque desde 1976 no se tiene constancia de su presencia, parece ser que hasta mediados de la década de 1960 existió un segundo núcleo en el centro de la isla, concretamente en zonas de frutales de los caseríos de Conil y Masdache (Concepción, 2001b). También Martín & Lorenzo (2001) hablan de la existencia de hábitat adecuado en el centro insular. En la actualidad se encuentra acotada al macizo de Famara, en el extremo septentrional, desde la parte central de Haría, Máguez y Ye se prolonga hacia el noreste por el malpaís de la Corona y hacia el este y sur por casi toda la red de barrancos (Temisa, Tabayesco y Tenegüime) (Concepción, 1993a y b).

Fuerteventura. Cuenta con mayores poblaciones y una distribución más amplia que en Lanzarote, debido a una mayor presencia de macizos montañosos y barrancos, así como cursos de agua. No obstante, está igualmente ligada a estos oasis de vegetación donde la influencia de los débiles acuíferos subterráneos, en su mayoría caseríos y cauces de barranco, y su infraestructura de explotación (embalses, pozos y acequias), permiten el crecimiento de vegetación con porte arbóreo.

Cabe distinguir tres áreas principales. El macizo central de Betancuría alberga las mejores poblaciones, con pequeños núcleos en las cercanías de Betancuría, Vega de Río Palmas, Pájara y Antigua, así como en los barrancos colindantes (Los Molinos, La Peña y Ajuy por el noroeste y los de Muley, Antigua y Pozo Negro por el sureste). Contiguos a este macizo se localizan las otras dos áreas de distribución, con menores efectivos y más localizados. Por el norte La Oliva, con parejas aisladas en sus cercanías y barrancos (Esquinzo, Vallebrón y río Cabras), mientras que en el macizo de Jandía, distanciado hacia el suroeste unos dos km, la especie se torna aún más rara (Viada, 1998).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

En Lanzarote se ha realizado un seguimiento continuado de la población en los últimos 17 años (Concepción, 1991, 1993a y b; 2000b; datos inéditos). En los años 1988/89 se daban unas estimas de 75-100 pp., y para el año 1995 ésta se sitúa en 60-80 (Concepción, 1991, 2000a). A juzgar por la transmisión oral, si bien

nunca fue abundante, los mecanismos de este lento devenir llevan incidiendo desde finales de la década de 1960. Su rarefacción se calificó de generalizada y lenta hace bien poco (Concepción 2000a), pero se puede asegurar que su dinámica se está acelerando. Está ausente de los bordes de su distribución y están disminuyendo sus efectivos en el resto, desapareciendo de los barrancos de Los Valles y Rincón de La Paja, dónde en 1988 se localizaron respectivamente 3 y 1 pp., y de cerca de Guatiza. También puede haber desaparecido ya en sus cotas más bajas de Las Tabaibitas y cercanías de Arrieta-Los Jameos del Agua. Algunas reseñas históricas de interés son las de Meade-Waldo (1890 y 1893) en su visita en 1890, que lo halló solamente en el valle de Haría y en el Risco. Años más tarde, Polatzek (1908) también lo vio en Haría y en el Malpaís de la Corona. Bannerman (1963) lo señala como frecuente cerca de Arrieta.

En Fuerteventura, a partir de 21 visitas puntuales, se estima su población en un rango de 150-350 pp. (datos propios). Aunque, como bien menciona Bannerman (1963), su distribución puede seguir siendo parecida a la de inicios del siglo pasado, todo indica una tendencia demográfica regresiva que se puede acusar en los próximos años.

ECOLOGÍA

Aunque puede vivir en territorios homogéneos de frutales, manchas termófilas, tarajales, palmerales, pinares y acacias, en Lanzarote su hábitat óptimo es la mezcla de los dos primeros con los palmerales, y en Fuerteventura la combinación de frutales (dominados por *Punica granatum* y la higuera) con tarajales y palmerales. En el caso concreto de Lanzarote, el paisaje vegetal que conforma sus hábitats se distingue en una vertiente antropizada a base de frutales (dominada por higuera, *Amygdalus communis*, perales y *Ceratonia siliqua*), palmerales, tarajales, los manchones y bosquetes de *Acacia* sp. y pinos, y una vegetación natural restringida a las escasas manchas de vegetación termófila más estructurada con *Euphorbia balsamifera* y *Asparagus* sp.

En cuanto a la reproducción, Polatzek (1908) asigna dicho periodo a los meses de febrero-marzo, hallando un nido con 4 huevos en febrero a pesar de que anteriormente Meade-Waldo (1890 y 1893) registrara uno con 3 crías y 1 huevo el 8 de abril y Bannerman (1963) viera pollos recién salidos del nido entre el 23 y 27 de mayo. A raíz de nuestros datos, relativos a Lanzarote (Concepción, 2000a), el periodo reproductor se concentra en el trimestre febrero/abril, más raramente en enero y mayo, siendo en este último mes cuando realizan segundas puestas que guardarían relación con la disponibilidad de alimento, la cual dependería de la propia capacidad de carga de la zona o del régimen de lluvias. En el trienio 1987/89 y en 1996, se confirmaron en Lanzarote 9 casos de segundas puestas, todas ellas en los mejores enclaves durante los meses de abril y mayo. El nido lo ubican generalmente en el interior de grietas naturales u oquedades de paredes realizadas por el hombre, y más raramente en fisuras o perforaciones de árboles. Su altura varía desde el nivel del suelo hasta los 4-5 m. Resulta destacable el haber hallado puestas con 7, 8 y 9 huevos, cantidades que parecen ser superiores a los 4-5 huevos señalados por Bannerman (1963) para esta subespecie o el máximo de 5 para *P. c. teneriffae* (Martín, 1987). Un total de 11 puestas, todas en el periodo 1988/89 en Lanzarote, se reparten de la siguiente forma: 1/9, 1/8, 3/7, 4/5 y 2/4. Dada la no continuidad del estudio, no se puede afirmar si es un hecho normal o si obedece a las buenas

condiciones climáticas de este periodo. No obstante, en el norte de África, Heim de Balsac & Mayaud (1962) indican una media de 7,6 (n = 45; rango 5-10) para Argelia y Túnez, mientras que en otro ambiente insular como Córcega se señala una media de 6,2 en un rango de 4-8 huevos (Cramp & Perrins, 1993).

Con relación a la dieta, se ha verificado el consumo de los frutos de *Ficus carica*, *Pyrus communis*, *Phoenix* sp., *Asparragus* sp., *Lycium intricatum* y *Rubia fruticosa*. También gustan de larvas y adultos de artrópodos incrustados en la corteza de distintos árboles y arbustos. Seguramente, esta sea la causa esencial por la que necesite de zonas arboladas o arbustivas con la suficiente cobertura y biomasa, factor que determina su distribución y la regresión conjunta que han experimentado sus poblaciones y hábitats.

Es una especie claramente sedentaria y fuertemente territorial, con cortos desplazamientos post-reproductores dentro de su zona. A partir de finales de mayo se pueden ver grupos familiares o jóvenes volantes fuera de sus predios naturales.

AMENAZAS

Abandono de prácticas agrícolas tradicionales. (1) Al menos en Lanzarote, el abandono de los frutales es la principal causa de su declive, especialmente en la red de barrancos. En Fuerteventura, aparte de la tala y quema de tarajales en embalses y desembocaduras de varios barrancos, puede estar contribuyendo también el abandono de los pozos, acequias y cursos de agua dulce.

Urbanizaciones e infraestructuras. (2) No se ha evaluado su efecto en Fuerteventura, pero suponemos incluso una mayor incidencia que en Lanzarote. En Haría y Ye (Lanzarote), en los últimos 15 años se ha constatado la destrucción por edificaciones de al menos 20 territorios. La aparición de nuevas carreteras asfaltadas y la ampliación de las existentes ha supuesto la tala de bosquetes de tarajales existentes en sus bordes, puntual en Lanzarote (Haría) y más extensiva en Fuerteventura. En Ye, desaparecieron 3 pp. por la apertura de un sendero recreativo.

Plaguicidas. (4, posiblemente 1) Aunque no ha sido corroborado, las apariencias sugieren una gran incidencia, con 3 aves muertas en cultivos de higueras días después de ser tratadas con plaguicidas en el Barranco de Tabayesco en 1989. Es de suponer que la ingestión de alimentos tratados con insecticidas en viñedos y frutales sea una de sus más fuertes amenazas.

Depredación. (4) Desconocida. Estudios de la incidencia de gatos y ratas (*Rattus* sp.) sobre las diversas especies de aves de El Mojón (P. N. de Timanfaya) realizados recientemente, demuestran una intensa depredación sobre todo tipo de aves, incluidos los pequeños paseriformes (Concepción, 2000b; datos inéditos).

Otros. (4) La reducida distribución y bajo tamaño poblacional, junto a la lenta acción de la deriva genética, podrían estar generando un efecto de cuello de botella, disminuyendo su fragilidad y capacidad de recuperación frente a posibles imprevistos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Catalogada “De interés especial” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. La subespecie *P. c. degener* se considera “Sensible a la alteración del hábitat” en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias. Tanto en el Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Canarias como en el Libro Rojo de los Vertebrados de España esta forma aparece como “Rara” (Martín *et al.*, 1990; Blanco & González, 1992), y “Vulnerable” en el Atlas de las Aves Nidificantes de Lanzarote e islotas (Concepción, 1991 y 1999).

Parte de su hábitat se encuentra incluido dentro de la red de Espacios Protegidos de Canarias (Martín Esquivel *et al.*, 1995). Con la entrada en vigor de la Directiva 79/409 de Protección de las Aves Silvestres, se inicia el inventario de IBA (Grimmett & Jones, 1989; De Juana, 1990) que se ha actualizado recientemente (Viada, 1998), y en el que se consignan áreas para la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaborar y publicar su respectivo Plan de Conservación del Hábitat así como el cumplimiento de sus directrices (1).
- Potenciar el mantenimiento de los cultivos tradicionales de frutales sin plaguicidas y el mantenimiento de los bosquetes de tarajales y palmerales y manchas de tabaibal dulce con esparra-gueras (1).
- Realizar censos periódicos para conocer la evolución de la población y su distribución, así como estudios relacionados con su biología. También el estudio genético para determinar su estatus taxonómico y fortaleza genética (2).
- Seguimiento continuado de modificaciones o nuevas obras de infraestructura (carreteras, senderos), así como cambios en los usos del territorio (tala o desbroce de masa arbórea) (1).
- Campaña de sensibilización que tenga por objetivos el resaltar el valor de la especie, la importancia de conservar la masa arbórea, especialmente los frutales, y la peligrosidad del uso indiscriminado de insecticidas (3).
- Asegurar su protección mediante la declaración de nuevas ZEPA y Áreas de Sensibilidad Ecológica (ASE) (3).

Herrerillo Común

Parus caeruleus palmensis

En Peligro; EN B1ab(i,ii,iii,v)+2ab(i,ii,iii,iv)

Autores: Juan Antonio Lorenzo, Rubén Barone y Juan Carlos Atienza

Esta subespecie es endémica de La Palma. Se encuentra ligada a ambientes forestales en los que, aparte de importantes incendios, hay problemas de conservación relacionados con los aprovechamientos silvícolas. Esta situación, sumada a su pequeña área de distribución, hace que tenga un alto riesgo de extinción.

DISTRIBUCIÓN

Endemismo canario que se restringe únicamente a la isla de La Palma.

En general está bien distribuido por los ambientes forestales de la isla. No obstante, su hábitat por excelencia parecen ser las formaciones de *Pinus canariensis* (Meade-Waldo, 1889; Volsøe, 1951), aunque también ocupa zonas de monteverde, en donde puede llegar a ser localmente abundante (Martín & Lorenzo, 2001). Estos autores señalan que incluso desciende por el cauce de ciertos barrancos.

En fechas recientes se ha podido constatar su presencia como nidificante en un total de 29 cuadrículas UTM de 5 × 5 km, lo que representa el 65,9% del conjunto de retículos de esa isla (Lorenzo *et al.*, 2002).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

No hay estimas precisas sobre el tamaño de su población, aunque es un ave común en los pinares (Martín & Lorenzo, 2001).

A raíz del atlas de las aves nidificantes se ha estimado una abundancia relativa de 457-1.230 pp. (Lorenzo *et al.*, 2002), aunque tal y como señalan estos autores, dicho valor debe tomarse con precaución, básicamente por cuestiones metodológicas. Si bien su área de ocupación rondaría los 725 km², la de distribución sería mucho menor, y apenas alcanzaría los 300 km², lo que tendría clara repercusión desde el punto de vista de su conservación.

La tendencia de la población no ha sido estudiada, pero se puede inferir que ha sido negativa dada la superficie de su hábitat afectada en los últimos 15 años por el fuego (Höllermann, 2001). Esta situación ha hecho sin duda que haya sufrido cierta declinación, tanto en su área de distribución como de ocupación, y una pérdida de efectivos poblacionales. Al ser la mayor amenaza para este taxón los incendios forestales, que a su vez no son predecibles, no se puede proyectar la tendencia que tendrá en el futuro. Por otra parte, se desconoce la incidencia que puedan tener los depredadores introducidos en las poblaciones de herrerillos comunes. No obstante, aunque no se conozca su magnitud, se infiere que es negativa.

ECOLOGÍA

Se trata de una subespecie muy poco estudiada, hasta el punto de que no existen trabajos publicados de carácter específico sobre la

misma. Para aspectos generales de la especie en el archipiélago canario véase Martín & Lorenzo, 2001.

AMENAZAS

Incendios forestales. (1) Sólo en los últimos cinco grandes incendios no controlados acaecidos en La Palma entre 1988 y 1998 ardieron unas 14.000 ha (una quinta parte de la isla), de las cuales la mayor parte corresponden a montes de Pino Canario (Höllermann, 2001). Teniendo en cuenta que este taxón es eminentemente forestal, la incidencia de este tipo de fenómenos es destacada.

Aprovechamientos forestales. (4) Todos los ambientes forestales de la isla sufren distintos aprovechamientos y aunque no se ha valorado su posible incidencia sobre las poblaciones de herrerillos comunes, es de suponer que en cierta medida se vean afectadas. La obtención de varas y horquetas para su empleo en la agricultura a partir de árboles de monteverde, produce una importante alteración del hábitat. Las labores de limpieza de pistas y caminos en previsión de incendios justo antes del verano, deben ocasionar pérdidas de nidos, ya que coinciden con su periodo de cría.

Depredación por mamíferos introducidos. (4) La costumbre de los herrerillos comunes de frecuentar las áreas recreativas acentúa la incidencia negativa de este tipo de depredadores, dado que en dichos lugares son particularmente abundantes las ratas y los gatos cimarrones. Aunque no existen estudios precisos, pueden ser indicativos de su abundancia los datos de depredación sobre los nidos de las palomas endémicas obtenidos en los ambientes forestales de La Palma (Martín *et al.*, 1998; Martín *et al.*, 2000).

Otros. (4) Se sospecha que otros factores, como los atropellos en carreteras que atraviesan ambientes forestales, el empleo de venenos, etc., podrían afectarle puntualmente.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En la actualidad, tanto el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias lo protegen bajo la figura "De interés especial". Sin embargo, hasta la fecha no se ha llevado cabo su correspondiente Plan de Manejo.

Aunque no se han efectuado medidas de conservación exclusivamente dirigidas a este endemismo, de forma indirecta se ha visto favorecido al protegerse buena parte de su hábitat por me-

dio de la red de Espacios Naturales y de ZEPA (Martín Esquivel *et al.*, 1995; Viada, 1998). Existe también un borrador del Plan Forestal de La Palma elaborado por el Cabildo Insular. En zonas puntuales de monteverde y pinar se han colocado cajas-nido para aves forestales, pero se desconoce su grado de ocupación actual. Además, las actuaciones del Gobierno Autónomo para la conservación de las palomas endémicas por medio de los fondos Life, también han supuesto cierta ayuda para este taxón. Por ejemplo, y con relación a su hábitat, la realización de un estudio socioeconómico del aprovechamiento forestal del monteverde de La Palma (Martín *et al.*, 2000).

Herrerillo Común *Parus caeruleus ombriosus*

En Peligro; EN B1ab(i,ii,iii,v)+ 2ab(i,ii,iii,iv)

Autores: Juan Antonio Lorenzo, Rubén Barone y Juan Carlos Atienza

Esta subespecie endémica de Canarias tiene una población con un área de ocupación muy pequeña y restringida a una única isla, siendo por ello susceptible al efecto de actividades humanas o a eventos estocásticos en un periodo de tiempo muy pequeño y con un futuro incierto.

DISTRIBUCIÓN

Subespecie endémica de Canarias que está presente sólo en El Hierro.

No se conocen estimas de su población, si bien se trata de un elemento común en las comunidades orníticas de los ambientes forestales de la isla, tanto en las formaciones de *Pinus canariensis* y de repoblación como de monteverde (Martín & Lorenzo, 2001). Estos autores también señalan incursiones en el sabinar. Además, como lugares de importancia mencionan la pista del Derrabado y las cercanías de Fuente Mencáfete.

De forma preliminar, se ha constatado su presencia en 10 cuadrículas UTM de 5 × 5 km, lo que representa el 47,6% del conjunto de retículos de esa isla.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

No ha sido estudiada la tendencia, pero se puede inferir que ha podido ser negativa, dada la superficie de hábitat destruida y/o alterada por el fuego en los últimos 15 años (Höllermann, 2001). Esta situación ha podido provocar una declinación, tanto en su área de distribución como de ocupación y una pérdida de efectivos poblacionales. Además, se desconoce la incidencia que puedan tener otras amenazas, como la de los depredadores introducidos, si bien ésta en particular se supone que es alta.

De acuerdo con la información existente, el área de ocupación de este taxón sería de unos 250 km², pero la de distribución apenas alcanzaría la de 60 km², lo que tendría claras repercusiones sobre su conservación.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaboración y publicación del Plan de Manejo de este endemismo, y cumplimiento de sus directrices (2).
- Cumplimiento de las directrices de los distintos instrumentos de planeamiento de los espacios naturales en cuanto a la conservación de su hábitat (2).
- Efectuar un seguimiento periódico de su distribución y abundancia (3).
- Estudiar su éxito reproductor y la incidencia de los depredadores introducidos, así como la selección del hábitat (3).

ECOLOGÍA

Se ha investigado muy poco sobre esta forma endémica. Para mayor información general sobre los herrerillos del archipiélago canario véase a Martín & Lorenzo (2001).

AMENAZAS

Incendios forestales. (1) En los dos grandes incendios no controlados que acaecieron en El Hierro entre 1988 y 1998 se quemaron unas 1.850 ha (Höllermann, 2001). Teniendo en cuenta que este taxón es eminentemente forestal, la incidencia de este tipo de fenómenos es apreciable.

Aprovechamientos forestales. (4) Si bien los ambientes forestales de la isla sufren distintos tipos de aprovechamientos, y a pesar de que no se ha valorado su posible incidencia sobre las poblaciones de herrerillos comunes, es de suponer que en cierta medida se vean afectadas. En el monteverde, tanto la obtención de leña como la de varas y horquetas para su empleo en la agricultura, se ha reducido con relación al pasado. No obstante, todavía en algunas zonas se aprecian importantes afecciones, siendo destacable también la existencia de ganado (ovejas y cabras) en el interior del monte.

Depredación por mamíferos introducidos. (4) La ecología de estos páridos, tan dados a frecuentar las áreas recreativas forestales, podría facilitar el efecto negativo de los depredadores introducidos (ratas y gatos cimarrones), ya que éstos suelen abundar en tales zonas. Si bien hay muy poca información, los datos de depredación sobre los nidos de las palomas endémicas obtenidos

en medios forestales de La Palma (Martín *et al.*, 1998; Martín *et al.*, 2000) pueden ser indicativos. En los bosques de El Hierro, Martín *et al.* (1999) confirmaron la presencia de gatos en el 28,1% del total de las cuadrículas muestreadas, mientras que en una revisión de la dieta de este mamífero en diferentes ecosistemas del archipiélago, las aves aparecieron con mayor frecuencia en los bosques (Nogales & Medina, 1996).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En la actualidad, tanto el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias lo protegen bajo la figura “De interés especial”. Sin embargo, hasta la fecha no se ha llevado cabo su correspondiente Plan de Manejo.

Aunque no se han efectuado medidas de conservación exclusivamente dirigidas a este endemismo, de forma indirecta se ha visto favorecido al protegerse una parte de su hábitat por medio

de la red de Espacios Naturales y de ZEPA (Martín Esquivel *et al.*, 1995; Viada, 1998).

En los bosques de El Golfo y la zona de El Pinar se han colocado algunas cajas-nido para aves insectívoras, pero se desconoce qué grado de ocupación han tenido.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaboración y publicación del Plan de Manejo de este endemismo, y cumplimiento de sus directrices (2).
- Cumplimiento de las directrices de los distintos instrumentos de planeamiento de los espacios naturales en cuanto a la conservación de su hábitat (2).
- Efectuar un seguimiento periódico de su distribución y abundancia (3).
- Estudiar su éxito reproductor y la incidencia de los depredadores introducidos, así como la selección del hábitat (3).

Alcaudón Chico *Lanius minor*

En Peligro Crítico; CR C2a(i); D

Autores: David Giralt i Jonama y Gerard Bota i Cabau

El Alcaudón Chico cuenta en el noreste de España con una población fragmentada y en declive que no supera las 25 parejas (2002) distribuidas en tres pequeños núcleos: Alt Empordà (Girona) con 4-7 parejas, Segrià (Lleida) con 8-15 parejas y Litera (Huesca) con 2-5 parejas. Teniendo en cuenta el pequeño número de parejas ibéricas, el fuerte declive experimentado en las dos últimas décadas (generalizado en el resto de Europa) y que además la especie se encuentra en el extremo occidental de su área de distribución (por donde no existe paso migratorio de otras poblaciones europeas), la especie se califica como en Peligro Crítico. Algunas amenazas -aunque todavía no bien cuantificadas- permanecen vigentes: transformación de su hábitat (agroestepario), factores climáticos y papel de los depredadores de nidos. Salvo que sus últimos territorios no sean urgentemente protegidos y manejados según sus requerimientos de hábitat (con el necesario seguimiento exhaustivo de la evolución de su población) las posibilidades de supervivencia de esta especie a mediano-largo plazo no parecen ser muy altas.

DISTRIBUCIÓN

El Alcaudón Chico es un migrante transahariano con un área de reproducción mundial que abarca desde el Paleártico occidental hasta Asia central; en Europa occidental sólo presente en núcleos aislados de países mediterráneos: España, Francia e Italia. Mejor distribuida y más abundante en Europa del este: Eslovaquia, Rumanía, Grecia, etc. Más allá del ambiente mediterráneo, alcanza zonas esteparias de la Europa del este y Rusia Europea (Krištín & Lefranc, 1997; Snow & Perrins, 1998).

España. Tanto en el pasado como en la actualidad, está documentada la reproducción segura en tres provincias ¹: Huesca, Lleida y Girona y, dentro de ellas, casi siempre en las mismas zonas (muchas de las cuales hoy en día desaparecidas, véase siguiente apartado). En la actualidad (2001), el total de la población ibérica de Alcaudón Chico se localizaba en cinco términos municipales de las comarcas del Segrià (suroeste de Lleida), la Litera (sureste de Huesca) y el Alt Empordà (noreste de Girona) (Giralt & Bota, 2001).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

En el sur y centro de Europa, fue relativamente común en el s.XIX y principios del XX, momento en el que su distribución todavía ocupaba buena parte de Alemania, Suiza, Austria y Francia (Krištín & Lefranc, 1997). Posteriormente, a lo largo del s.XX, se registra una fuerte retracción de sus poblaciones y área de distribución, considerándose en los primeros años de los noventa “muy rara” y extinguida en partes de Europa (para un resumen sobre sus poblaciones y tendencias en Europa (estimaciones más recientes de los años ochenta y 90: véase Tucker & Heath, 1994; Krištín & Lefranc, 1997; BirdLife International, 2000)). La población francesa -la más próxima a la población ibérica- ha experimentado una fuerte regresión en las últimas décadas (efectivos y distribución) y no cuenta con más de 45-55 pp. en 1997 (Bara & Lefranc, 1999).

España. Los escasos datos de reproducción histórica indican que siempre ha sido una especie poco abundante en la Península. Muy probablemente, antaño, la población leridana y oscense

formaban una sola población más o menos continua, mientras que en la actualidad la exigua población aragonesa dista unos 40 km de la leridana. La población gerundense, por su parte, se encuentra más cercana a la población francesa (unos 200 km) que a la leridana. Entre los años 1999-2002 la población de Alcaudón Chico en la península Ibérica ha oscilado entre las 19-26 pp. reproductoras, y siempre inferior a las 25 pp. en los dos últimos años (2001 y 2002) (Giralt, 2002a).

Huesca. Todas las referencias sitúan la especie entre las comarcas del Bajo Cinca y La Litera (Farré & Raventós, 1976; A. Bueno, D. Moreno com. pers.), aunque sólo la segunda de ellas ha albergado la especie de forma segura (cerca del límite provincial con Lleida) con una población de 2-5 pp. (Giralt & Bota 2001; Alberó & Ribas, 2002).

Cataluña. A principios de los ochenta, se distribuía por las comarcas de Les Garrigues y Segrià, mientras que actualmente ya sólo se localiza en la segunda de ellas (Muntaner *et al.*, 1983; Gutiérrez & García, 1995; Giralt & Bota, 2001) donde quedan 8-15 pp. En Girona también se distribuía en dos comarcas: el Alt Empordà y el Baix Empordà, mientras que hasta el 2001 sólo la encontramos en la primera y de forma muy localizada (Muntaner, *et al.*, 1983; Streich & Sargatal, 1996; Giralt & Bota, 2001) con 4-7 pp. En el 2002, sin embargo, no se reproduce en Girona y sube la población leridana hasta las 19 pp. (Giralt, 2002a, b). Los efectivos en Cataluña (2002) oscilarían entre 14-22 pp.

Los escasos datos históricos de esta especie en la Península se limitan, en gran medida, a observaciones aisladas, por lo que resulta difícil determinar la evolución y tendencia poblacionales. A pesar de que la presencia de esta especie ya se conocía con anterioridad (Vayreda, 1883), las primeras estimas globales son de principios de la década de los ochenta y arrojaron una población de 35-40 pp. para la población catalana (Muntaner *et al.*, 1983). En 1989 empezó un seguimiento más preciso de la población gerundense, que inicialmente, oscilaba alrededor de las 15 pp. (Streich & Sargatal, 1996). En el año 1994, la población conocida en Lérida era de 10-11 pp. (Gutiérrez & García, 1995), mientras que en Aragón, se estimaron unos efectivos de entre 14-17 pp. entre los años 1993 y 1995, de las cuales tan sólo 4 pp. podrían considerarse seguras (Chacón, 1996; Giralt & Bota, 2001; A. Bueno y D. Moreno, com. pers.). Finalmente, a partir del 2000, se ha realizado un seguimiento detallado de la población total peninsular, del cual se deduce una situación realmente precaria para la especie.

En cuanto a la tendencia poblacional se detecta un descenso continuo y fuerte desde la década de los ochenta, puesto que paulatinamente han ido desapareciendo o contrayéndose núcleos poblacionales conocidos (Streich & Sargatal, 1996; Gutiérrez & García, 1995; Giralt, 2002b; J. Estrada com. pers.). Desde el punto de vista cuantitativo, los censos anuales de la población gerundense a partir del año 1989, permiten establecer la magnitud de dicho descenso: 60% entre 1989 y 1999 (Giralt & Bota, 2001). La población leridana, en cambio, ha mostrado una cierta estabilidad entre 1999 y 2002 (D. Giralt & F. Valera; datos propios).

ECOLOGÍA

Especie migradora transahariana. Los efectivos europeos realizan una migración en lazo, con una ruta migratoria prenupcial más oriental que la postnupcial (Lefranc & Worfolk, 1998). En España la llegada del grueso de la población se produce a partir de la se-

gunda semana de mayo, extendiendo su época de reproducción hasta finales de julio, momento en el que ya abandonan sus sectores de cría (Giralt & Bota, 2001).

Ocupa paisajes agrícolas y ganaderos extensivos en mosaico con presencia de árboles aislados o en hileras. A diferencia de otros lánidos, el Alcaudón Chico utiliza principalmente árboles de gran porte como chopos (*Populus sp.*), plátanos (*Platanus hispanica*), quercínias (*Quercus sp.*), etc. para ubicar sus nidos, aunque también puede criar en almendros (Giralt & Bota, 2000).

En las zonas de reproducción, abundan los cultivos herbáceos (cereal y alfalfa principalmente) intercalados con parcelas de vegetación natural baja como eriales, barbechos y pastizales. La presencia de estos últimos, juntamente con la existencia de márgenes bien constituidos, es de suma importancia para la especie puesto que constituyen una fuente constante de artrópodos de gran tamaño, principal alimento de la especie (Kristin, 1995; Giralt & Bota, 2000; Valera, 2000).

AMENAZAS

El declive poblacional del Alcaudón Chico en Europa se ha explicado tradicionalmente por una combinación de varios factores, cada cual más importante según la población concreta a la que nos referimos: pérdida de hábitat, atlantización del clima, depredación de nidos y uso excesivo de pesticidas (Lefranc, 1993; Tucker & Heath, 1994).

Pérdida de hábitat. (1) En España, la principal amenaza parece haber sido, tanto en el pasado como en la actualidad, la pérdida de hábitat, ligada a la progresiva intensificación y homogenización agrícola e introducción del regadío (Streich & Sargatal, 1996; Giralt & Bota, 2000). Ello se ha traducido, en primer lugar, en la desaparición de mosaicos de cultivos extensivos con barbechos, eriales y pastizales y, en segundo lugar, en una merma de las poblaciones de artrópodos de mayor tamaño, de las cuales se alimenta casi exclusivamente la especie. Tanto la población leridana como la oscense se encuentran amenazadas por futuras concentraciones parcelarias y proyectos de regadío (Canal Segarra-Garrigues), así como por la mejora de infraestructuras como es el caso del Aeródromo de Alfés (Lérida).

Depredadores. (2) Localmente, otros factores como el incremento de las poblaciones de depredadores antropófilos, como la Urraca (*Pica pica*), pueden desempeñar un papel importante afectando muy negativamente al éxito reproductor de la especie (Kristin *et al.*, 2000; Alberó & Ribas, 2002; Giralt, 2002a).

Meteorología/Climatología. (2) Condiciones meteorológicas adversas, como viento (tramuntana o cierzo), lluvias y oscilación térmica pueden desempeñar un papel importante en la evolución poblacional de determinados núcleos, provocando en algunos casos un éxito reproductor muy bajo o nulo (Giralt, 2002b; Alberó & Ribas, 2002) Varios autores mencionan incluso posibles cambios climáticos en Europa que puedan haber influido en el declive de la especie a lo largo del siglo XX (Lefranc & Worfolk, 1998; Giralt & Valera 2002).

Población marginal. (4) Queda por esclarecer el papel de la marginalidad de la población peninsular y su posible dependencia respecto a poblaciones europeas cercanas (Francia) o más saludables (Europa del este) (Giralt & Valera, 2002).

Amenazas en la invernada. (4) Al tratarse de un migrante transahariano, pasa gran parte del año fuera de las zonas de repro-

ducción, por lo que la conservación de esta especie depende en gran medida de otras posibles amenazas (pesticidas, sequías, etc) en los cuarteles de invernada y durante la migración.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Estudios poblacionales. Desde 1999 y 2001 se lleva a cabo el seguimiento anual de la población en Cataluña y Huesca respectivamente, con el objetivo de esclarecer los efectivos y su tendencia, así como para determinar las posibles medidas de conservación aplicables.

Plan de recuperación y catalogación. Se ha redactado un Plan de Recuperación de la especie en Cataluña (Giralt & Bota, 2000); sin embargo, hasta el momento no cuenta con un rango legal apropiado. Se ha recatalogado recientemente a nivel estatal (ver apéndice relevante).

Control de depredadores antropófilos. En el 2002 se ha iniciado el control de la población de Urraca en las zonas de reproducción leridanas, dada su potencialidad como depredador de nidos y su extremada abundancia en medios agrícolas humanizados.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Seguimiento. (5) Es importante continuar haciendo un seguimiento anual de la población para determinar su evolución y evaluar la efectividad de las medidas de conservación que se hayan aplicado.

Gestión del hábitat crítico. (1) Se debe evitar la desaparición de los actuales puntos de cría, mediante la aplicación de medidas de gestión del hábitat, como son el mantenimiento de barbechos, eriales y pastos, y, localmente, la plantación de árboles. Ello se puede llevar a cabo mediante acuerdos con los propietarios locales para que se acojan a las medidas agroambientales.

Protección. (5) El núcleo reproductor leridano se encuentra dentro de la propuesta de zona excluida del regadío Segarra-Garrigues y a la vez dentro de la propuesta de ZEPA estépicas en Cataluña.

Notas: ¹ Existen también dos citas aisladas de cría posible en las provincias de Castellón (Pons & Prades, 1988) y Zaragoza (Chacón, 1996). Por otra parte, existe una cita de reproducción en los alrededores de la ciudad de Huesca (Lopez Pardo, 1971) que tanto por fenología de reproducción como por ubicación del nido, sugiere claramente que se trataba de un Alcaudón Real (*Lanius meridionalis*).

Alcaudón Real Meridional *Lanius meridionalis* ¹

Casi Amenazado; NT A2bc

Autores: Ángel Hernández y Octavio Infante

Aunque ocupando amplias áreas, el Alcaudón Real Meridional se encuentra en declive patente en distribución y población, según se ha detectado en las últimas décadas del siglo XX, así como en la actualidad y probablemente en el futuro próximo, de no tomarse las medidas de conservación adecuadas. La progresiva desaparición de los aprovechamientos agropecuarios extensivos tradicionales es la principal amenaza para la especie. Es prioritario el mantenimiento de tales sistemas agrarios y ganaderos, y la restauración de los hábitats más degradados. Teniendo en cuenta el declive (insuficientemente documentado) en la mayor parte de las regiones de la mitad septentrional de España, no se descarta una disminución neta que podría ser superior al 20% en la última década, en cuyo caso, corresponde la categoría de Casi Amenazado.

DISTRIBUCIÓN

Ocupa el extremo suroeste de Europa y áreas discontinuas del norte de África, Oriente Medio, Asia Central y norte del Subcontinente Indio, principalmente en ambientes áridos. Se reconocen al menos 10 subespecies (Lefranc & Worfolk, 1997; Harris & Franklin, 2000). La nominal se distribuye por el sureste de Francia y la península Ibérica, y la subespecie *koenigi* se encuentra en las islas Canarias.

España. Está presente como reproductor en la mayor parte de España peninsular, pero con distribución más laxa en las regiones de influencia atlántica y cantábrica (Hernández, 1997a). En Galicia nidifica disperso, concentrándose en zonas interiores con dominio climático mediterráneo, sobre todo en Orense (Penas-Patiño, *et al.*, 1995). Prácticamente ausente de Asturias, donde es nidificante ocasional (García, 1997). En Cantabria y el País Vasco sólo en el extremo más meridional. Evita zonas altas de la cordi-

llera Cantábrica y los Pirineos, donde puede ocupar fondos de valle (Jubete, 1997; Woutersen & Platteeuw, 1998). En el resto del territorio peninsular, de filiación mediterránea, su distribución es bastante uniforme pero faltando de las sierras por encima de 1.500 m de altitud (Orobitg, 1999; Tellería *et al.*, 1999).

La subespecie *L. meridionalis koenigi* cría en las islas centrales y orientales de Canarias (Tenerife, Gran Canaria, Fuerteventura, Lobos, Lanzarote, La Graciosa y Alegranza). (Martín & Lorenzo, 2001) y su estado de conservación está poco claro (se califica DD; este volumen). Ausente de las islas Baleares como reproductor.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Apenas se conocen datos sobre tendencias recientes en población y distribución a nivel mundial (Lefranc & Worfolk, 1997). La población francesa de la subespecie nominal se evalúa en no más de

1.500 pp. nidificantes, con disminución de al menos el 20% de los efectivos desde 1970, aunque estable en distribución (Isenmann, 1999b). En Portugal se considera estable en las últimas décadas, tanto en población como en distribución, con estimas poco precisas de 10.000-100.000 pp. reproductoras (Rufino, 1989; BirdLife International/EBCC, 2000).

Según datos de hace casi una década, la población española se componía de 200.000-250.000 pp. en territorio peninsular y de 1.000-1.500 pp. en las islas Canarias, con una desaparición de al menos el 20% de su población durante 1970-1990 aunque estable en su área de cría durante el mismo periodo (Tucker & Heath, 1994; Purroy, 1997). Varios autores ya advertían de su declive poblacional durante los pasados años setenta y ochenta en diferentes regiones españolas (por ejemplo Asturias, La Rioja, Cataluña; revisión de Hernández, 1997a).

En los últimos años esta tendencia continúa, notándose además reducciones locales en su distribución como reproductor. En Galicia es nidificante escaso (Penas-Patiño *et al.*, 1995). En Asturias es raro criando (García, 1997; Noval, 2000). La tendencia actual en el País Vasco es claramente negativa, con una población máxima de 250 pp. considerada vulnerable (G. Gorospe, com. pers.; J. M. Fernández-García *per* J. A. Gainzarain *in litt.*).

Según J. I. Deán (com. pers.), en Navarra se ha perdido el 46% de su área de cría desde los pasados años ochenta (ver Elósegui, 1985) hasta la actualidad, con descenso aparente en densidad. En La Rioja se observan parejas aisladas, y es más abundante en el valle del Ebro (Gámez *et al.*, 1999). En Aragón se considera una especie frecuente pero escasa y aunque se carece de datos fehacientes parece hallarse en declive ya que es muy sensible a la intensificación agrícola (Pelayo & Sampietro, 1998). En Huesca se estima una pérdida del 50% de las parejas en el valle del Ebro (entre 1980 y 1995), con densidades más altas en el Somontano y bajas en las zonas de estepa; densidades aceptables en los fondos de valle pirenaicos (Woutersen & Platteeuw, 1998). En Cataluña tanto su población como su área de distribución han disminuido al menos el 20% en los últimos 20 años (J. Estrada/ICO, *in litt.*). En Castilla y León la población reproductora seguramente no exceda las 7.000 pp., calificándose como poco numerosa, y en particular escasa en Segovia (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). En Burgos se aprecia una disminución general de la especie (Román, 1996). En Palencia su distribución es amplia pero su densidad es baja, cifrándose en 300-800 pp.; ausente de los cultivos intensivos de Tierra de Campos (Jubete, 1997). En Madrid falta de zonas muy deforestadas y urbanizadas del sureste (Díaz *et al.*, 1994). Los resultados de anillamiento a nivel nacional muestran un patente descenso durante el periodo 1970-2000.

En la Comunidad Valenciana se señala disminución generalizada de su población en los últimos años (finales de los años ochenta), sólo explicable en parte por la transformación de los hábitats y el uso masivo de pesticidas, aunque todavía mantiene poblaciones bastante estables en los lugares menos antropizados (Urios *et al.*, 1991).

En Extremadura en baja densidad (Prieta *et al.*, 2000). En Badajoz es abundante en zonas adheradas de la provincia (F. Gragera, *in litt.*). En Murcia (comarca de Jumilla-Yecla) es común, pero sin alcanzar nunca altos niveles de abundancia (Martínez, 1996).

La tendencia previsible tanto en distribución como en población es negativa, como se deduce de las amenazas presentes y futuras (en esencia la modernización e intensificación de la agricultura y la ganadería, o bien su abandono), así como de la ausencia

actual de medidas propias de conservación. No obstante, la puesta en práctica de las medidas de conservación propuestas, algunas de fácil aplicación, podría paliar en algún grado esta predicción.

ECOLOGÍA

Durante la época de reproducción ocupa hábitats abiertos variados, desde dehesas y bordes claros de bosques hasta medios desarbolados con matorrales y arbustos dispersos (Hernández, 1993a, 1997a; Díaz *et al.*, 1994; Hernández *et al.*, 1995; Román, 1996; Jubete, 1997; Woutersen & Platteeuw, 1998; Tellería *et al.*, 1999). En la mitad sur ibérica está asociado generalmente a diferentes etapas de regresión del bosque mediterráneo de *Quercus* spp., es decir, dehesas, campos de cultivo salpicados de árboles, faldas de sierras con monte bajo, bosques aclarados, y matorrales con arbustos altos desperdigados; aparece también en otras formaciones arbóreas (por ejemplo, enebrales, pinares, fresnedas) laxas y en semidesiertos con arbustos espinosos.

En el norte peninsular se asienta en páramos y terrenos de labor, siempre que haya matorral alto o arbustos y árboles dispersos, además de bordes y claros de bosques, preferentemente de quercíneas pero también sabinas e incluso pinares; en zonas de transición a la montaña puede ocupar paisajes tipo campiña, con mezcla de prados, cultivos y setos. Utiliza cultivos arbóreos mediterráneos, como olivares y almendrales. Durante el otoño y el invierno amplía su territorio y frecuenta lugares todavía más abiertos con apenas cobertura arbustiva y arbórea (Hernández, 1994a).

Las densidades de reproductores estimadas en diferentes hábitats, compiladas por Hernández (1994a, 1997a; datos propios), son: 0,3-1,1 aves/10 ha en encinares leoneses, salmantinos y madrileños, y en encinares y alcornocales extremeños; 0,2-0,25 aves/10 ha en mosaicos de cultivos y bosquetes de melojos de la provincia de León y en páramos del norte ibérico; 0,07-0,16 aves/10 ha en cultivos-eriales de meseta, jarales basales del Sistema Central, pinares del Parque Nacional de Doñana y semidesiertos almerienses. En invierno los índices de abundancia varían desde 0,05 aves/km en páramos y campiñas septentrionales, hasta 0,21 aves/km en semidesiertos almerienses, 0,31 aves/km en zonas de matorral de Gibraltar, 0,7-0,8 aves/km en setos leoneses, 1,5 aves/km en monte bajo de Sierra Morena y pseudoestepas de Cataluña, y 2-5 aves/km en mosaico de cultivos-barbecho-matorral-bosquetes de la provincia de León (ver Hernández, 1994a).

Comportamiento territorial. En la provincia de León, el tamaño medio del territorio durante la nidificación oscila entre algo más de una hectárea en encinares adherados extremeños (De la Cruz *et al.*, 1990), hasta casi 10 ha en un paisaje de mosaico con cultivos, pastizal, bosquetes, arbustos y árboles dispersos (Hernández, 1994a). En el noroeste peninsular las parejas ya están unidas desde mediados de enero, y el periodo de reproducción (desde el comienzo de la construcción del nido, hasta que los pollos salen de él) abarca desde finales de febrero hasta mediados de junio para primeras puestas, y desde mediados de abril hasta comienzos de julio, para puestas de reposición, adelantándose el periodo hacia el sur (Hernández, 1993a, b; para más detalles sobre biología reproductiva, véase estos autores y Alamany, 1983; De la Cruz, 1983; De la Cruz & De Lope, 1985; Soler *et al.*, 1983; Martín, 1985; Román, 1996). El porcentaje de puestas con éxito (vuela al menos un pollo) alcanza el 65-70% en primeras puestas y el 40% en reposiciones (provincia de León) (Hernández, 1993b), y cerca del 65% para todo tipo de puestas en Extremadura (De la

Cruz, 1983). La causa principal del fracaso en la reproducción es la depredación de huevos o pollos (casi el 70% de las puestas sin éxito en la provincia de León, Hernández, 1993b).

En la provincia de León la mayoría de los nidos están instalados sobre zarzamoras (*Rubus ulmifolius*) y rosales silvestres (*Rosa canina*) que crecen muchas veces alrededor de robles melojos (*Quercus pyrenaica*) aislados (Hernández, 1994a); en Andalucía y Extremadura utiliza preferentemente encinas (*Quercus rotundifolia*) (Soler *et al.*, 1983; De la Cruz & De Lope, 1985); en la Comunidad Valenciana hace uso de olivos y almendros (García, 1994; Gimeno, 1995); y la mayor parte de los nidos encontrados en la provincia de Burgos están sobre majuelos (*Crataegus monogyna*) (Román, 1996). La altura media del nido al suelo varía entre 1-3 m, dependiendo de los arbustos y árboles disponibles (ver Hernández, 1993a). Los nidos viejos son utilizados con diferentes fines por una diversa fauna de invertebrados y pequeños vertebrados (Hernández, 1994b; Hernández *et al.*, 1998).

Existe abundante información sobre la dieta del Alcaudón Real y otros aspectos relacionados con la ecología de su alimentación (a lo largo del ciclo anual y por regiones) (para mayor detalle véase: Soler *et al.*, 1983; Hernández, 1993c, 1995a, b, c, d, 1999a, b, c; Hernández *et al.*, 1993; Hernández & Salgado, 1993).

La población ibérica es básicamente sedentaria, exceptuando movimientos intrapeninsulares de dispersión juvenil que pueden sobrepasar los 200 km (Hernández, 1999d). Durante el periodo internupcial son solitarios, y un ejemplar de la pareja, probablemente el macho, incluye en su territorio ampliado, el ocupado durante la cría (De la Cruz, 1983; Hernández, 1999d).

AMENAZAS

Las amenazas principales en épocas recientes tienen que ver con alteraciones en el hábitat. La excesiva concentración parcelaria y la agricultura intensiva, además de eliminar los estratos arbustivo y arbóreo, provocan una reducción en la disponibilidad de insectos de tamaño grande agravada por la acumulación de biocidas. En un área leonesa todavía habitada por la especie se han constatado cambios bruscos en la estructura del hábitat desde 1950 (hasta la actualidad), con eliminación de retazos boscosos y de lindes arbustivos y arboladas entre fincas, reflejo de lo que ha sucedido en buena parte de las regiones españolas (Hernández, 1993a). Es patente su ausencia de grandes extensiones de monocultivos del norte y centro peninsular en los que no queda vestigio de setos, bosquetes-isla y arbustos y árboles dispersos (Díaz *et al.*, 1994; Jubete, 1997; obs. pers.). La preocupante disminución en la población del valle del Ebro aragonés se atribuye en buena medida al aumento en el uso de insecticidas (Woutersen & Platteeuw, 1998). En un área leonesa el porcentaje de huevos infértiles fue superior para esta especie y para el Alcaudón Común (*Lanius senator*), asociados a zonas cultivadas, que para el Alcaudón Dorsirrojo (*Lanius collurio*), más ligado a bordes de bosque y campiña con pastizal y prados, quizás por el superior uso de pesticidas en el hábitat de las dos primeras especies (Hernández, 1993b). La creciente urbanización descontrolada fuera de los núcleos tradicionales de población humana restringe el hábitat disponible (Díaz *et al.*, 1994, para Madrid; obs. pers. para Castilla y León). Por otra parte, el abandono de la agricultura y la ganadería en muchas zonas de transición entre la planicie y la montaña está produciendo una invasión del matorral cerrado, inutilizable por la especie (obs. pers.).

Las amenazas potenciales en un futuro inmediato son, fundamentalmente, la progresiva desaparición de los aprovechamientos agropecuarios extensivos tradicionales, derivando en unos casos en el abandono total de las tierras, y en otros en la simplificación del paisaje por transformación en cultivos intensivos. La tendencia al alza en las transformaciones del secano en regadío también puede tener efectos negativos. La política europea de ayudas para fomentar la forestación de tierras agrarias (adaptada en España mediante el RD 152/1996) perjudicaría a la especie si se realizara de manera intensiva, formando masas cerradas, y con especies poco adecuadas como coníferas.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Actualmente no se llevan a cabo medidas particulares para su conservación en España.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

El hecho de tratarse de una especie de alcaudón no migradora, de hábitos sedentarios y requerimientos ecológicos relativamente poco exigentes, hace que su conservación en España dependa tan sólo del mantenimiento y restauración de hábitats abiertos en mosaico con: a) arbustos y árboles que utiliza para la instalación del nido, como posaderos de caza, lugares de marcaje visual y sonoro del territorio, refugio contra depredadores y almacenes de alimento; b) un porcentaje elevado (70%) de cobertura herbácea, preferentemente pastizal, donde captura las presas (Hernández, 1994a, 1995e). Los arbustos espinosos son especialmente valiosos para la instalación del nido y el almacenamiento de alimento (ver apartado de Ecología). Para ello es necesario preservar los usos tradicionales ganaderos y agrícolas, incluyendo aprovechamientos silvopastorales como las dehesas y cultivos arbóreos mediterráneos como olivares y almendrales.

Por su estado de conservación en Europa debería estar incluido en el Anexo I de la Directiva Aves y, por lo tanto, verse beneficiado por ZEPA. BirdLife International debería considerar a la especie separada de *L. excubitor* y con categoría SPEC 3, y calificarla como representativa del Bioma Mediterráneo (criterio A3 para la identificación de IBA).

La protección de zonas de calidad ha de complementarse con medidas más amplias y generales que afecten a su hábitat, ya que se trata de una especie con distribución difuminada que ocupa un gran rango de ecosistemas abiertos. En este sentido puede ser de interés acogerse al Reglamento 2078/92/CE sobre métodos de producción agraria compatibles con la protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural, que establece un régimen de ayudas destinadas a fomentar dichos métodos de producción, teniendo en cuenta las demandas de la especie. Asimismo, serían favorables programas LIFE que incluyeran a esta especie y otras con requerimientos ecológicos similares, es decir, pastoralismo extensivo y actividades agrarias y paisajes tradicionales. Evitar más concentraciones parcelarias es una medida prioritaria. En áreas donde los setos se arreglan y recortan, no realizar tales tareas durante la época de nidificación. Es posible aumentar su densidad incluso en hábitats adecuados instalando posaderos de caza a modo de simples estacas de unos 3 m de altura, ya que así se favorece el acceso a las presas y el tamaño del territorio disminuye (Yosef, 1993, para la especie en Israel).

Medidas de atracción hacia hábitats muy degradados, por ejemplo vastas extensiones cerealistas, serían:

- Plantación de arbustos, preferentemente espinosos, en bordes de caminos o lindes entre parcelas. Mejor plantación dispersa que concentrada formando setos, ya que la depredación de nidos de alcaudones es mayor en estructuras lineales de vegetación (Yosef, 1994). Algún árbol alto aislado podría ser beneficioso puesto que los utilizan para marcaje visual y sonoro del territorio.
- Instalación de posaderos de caza.
- Dejar partes sin cultivar para su transformación en pastizal libre de biocidas. Si es necesario el uso de pesticidas en los cultivos, utilizar aquellos selectivos y biodegradables.

Es a su vez imprescindible la investigación de diversos aspectos cuyo conocimiento es necesario para aplicarlo a su conservación (modificado de las directrices de Temple, 1995, para alcaudones en general), entre ellos:

- Cobertura óptima de los diferentes estratos de vegetación (hierba baja, hierba alta, matorral, arbustos, árboles), y manejo adecuado (pastoreo, siega, podado, etc.).
- Distribución óptima de posaderos de caza.

- Disponibilidad de insectos de tamaño grande, reptiles y micromamíferos en distintos microhábitats.
- Efecto de herbicidas e insecticidas sobre la especie y sus presas.

Algunas técnicas modernas que se han utilizado para el estudio y conservación de otras especies de alcaudones pueden ser de utilidad para ésta, como la ptilocronología (valoración de la condición nutricional mediante la medición del crecimiento de las plumas) para establecer la calidad de los diferentes hábitats en los que está presente (Yosef & Grubb, 1995). Burr *et al.* (1998) han probado diferentes tipos de transmisores para estudiar la dispersión juvenil mediante radiotelemetría.

Una medida adicional necesaria es el seguimiento de la especie mediante censos periódicos para conocer con mayor exactitud su tendencia en distribución y población.

Nota: ¹ Se ha considerado hasta tiempos recientes como subespecie del Alcaudón Real (Norteño) (*Lanius excubitor*), pero en la actualidad se acepta de manera generalizada su categoría de especie (Isenmann & Lefranc, 1994; Isenmann, 1999; Hernández, 2000).

Alcaudón Común *Lanius senator*

Casi Amenazado; NT A2a

Autor: Ángel Hernández

El Alcaudón Común está ampliamente repartido pero se encuentra en declive patente en distribución y población, según se ha detectado en las últimas décadas del siglo XX, así como en la actualidad y probablemente en el futuro próximo, de no tomarse las medidas de conservación adecuadas. El cambio progresivo del paisaje agrario (deforestación, eliminación de setos vivos, intensificación, etc.), con el asociado abuso de biocidas, y el creciente abandono de la ganadería extensiva, son las principales causas de la tendencia negativa que enfrenta la especie. Es prioritario el mantenimiento de tales sistemas agropecuarios que favorecen un paisaje diverso con suficientes bosquetes-isla y dehesas. Teniendo en cuenta el conjunto del declive para el territorio (insuficientemente documentado) -pero aparentemente superior al 20% a lo largo de la última década-, corresponde la categoría de Casi Amenazado.

DISTRIBUCIÓN

Su área de cría se restringe casi por entero al suroeste del Paleártico occidental, principalmente en la región Mediterránea excepto Egipto. Todas las poblaciones son migradoras e invernan en África en un amplio cinturón entre el sur del Sáhara y el ecuador. Se distinguen tres subespecies: la nominal se reproduce en el norte de África y en Europa desde Portugal hasta el oeste de Turquía, aunque las poblaciones norteafricanas e ibéricas se separan a veces en la subespecie *rutilans*; *badius* en las islas mediterráneas occidentales (Baleares, Córcega, Cerdeña y Capraia); y *niloticus* en el este de Turquía, Siria, Israel e Irán (Lefranc & Worfolk, 1997; Harris & Franklin, 2000).

España. Ocupa como reproductor gran parte de España peninsular, pero está prácticamente ausente de Galicia, la franja cantábrica, y cotas altas de los Pirineos; se extiende por las principales islas Baleares (Hernández, 1997b y mapa adjunto). En Galicia se considera raro, con parejas dispersas en la mitad sur (Penas-Pati-

ño *et al.*, 1995). En Asturias cría puntualmente en la campiña central (García, 1997). En Cantabria y el País Vasco se observan algunas pp. en los sectores más meridionales, como la Rioja alavesa. En el resto del territorio peninsular, de carácter típicamente mediterráneo, su distribución es muy uniforme aunque suele faltar de montañas por encima de 1.500 m de altitud (Tellería *et al.*, 1999). En Baleares está ampliamente distribuido por Mallorca, Menorca, Ibiza y Formentera (Escandell, 1997; GOB, 1997a).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

No es posible estimar la población mundial con un mínimo de rigor, ya que no se tiene información para algunos países, y para otros es excesivamente imprecisa (Tucker & Heath, 1994; Lefranc & Worfolk, 1997). En Europa, donde la especie es SPEC 2 y se encuentran dos tercios de su área mundial de distribución, la última estimación considera 450.000-1.200.000 pp. reproductoras,

calificándose como vulnerable por su gran declive durante 1970-1990, tanto numérico como en distribución (Tucker & Heath, 1994; BirdLife International/EBCC, 2000). En ese periodo el declive fue dramático en países como Alemania, Suiza, Polonia, República Checa, Eslovaquia y Ucrania, pero además durante el siglo pasado desapareció por completo de otros como Austria, Holanda, Bélgica y Luxemburgo, con lo que el panorama en Europa central es muy pesimista (Tucker & Heath, 1994; Hernández, 1997b; Lefranc & Worfolk, 1997). El grueso de la población europea se concentra en la península Ibérica, sumándose a la población española las 10.000-100.000 pp. de Portugal (Rufino, 1989; Tucker & Heath, 1994).

España. Según datos para la especie de hace casi una década, la población reproductora española se componía de 390.000-860.000 pp., con una disminución de al menos el 20%, tanto en el tamaño de su población como en el área ocupada, durante 1970-1990 (Tucker & Heath, 1994; Purroy, 1997). Entonces ya se daba a conocer su declive poblacional y en distribución durante los pasados años setenta y ochenta en varias regiones (por ejemplo País Vasco, Navarra, Cataluña; revisión de Hernández, 1997b). Ceballos & Purroy (1981) advertían sobre su patente descenso en la España húmeda.

En los últimos años sigue notándose esa tendencia negativa. En Galicia es muy escaso y está en regresión (Penas-Patiño *et al.*, 1995). En Asturias es nidificante muy local y escasísimo (García, 1997; Noval, 2000). En el País Vasco se estiman 300 pp., con desaparición reciente como nidificante de Guipúzcoa (G. Gorospe, com. pers.). En Navarra su distribución parece estable, pero su densidad es baja (J. I. Deán, com. pers.). En La Rioja la población es escasa y muy dispersa por todo el valle del Ebro y media montaña, más abundante en la mitad oriental (Gámez *et al.*, 1999). En Cataluña su población se ha reducido al menos un 50% y su área de distribución se ha contraído al menos un 20% en los últimos 20 años (J. Estrada/ICO, *in litt.*). En Castilla y León parece menos abundante en Segovia, norte de Soria y noroeste de León; la población reproductora es seguramente inferior a 5.500 pp. (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). En Burgos se estiman 300-500 pp., con distribución claramente mediterránea (Román, 1996). En Palencia está ampliamente distribuido, pero con población dispersa y escasa, con 200-500 pp. (Jubete, 1997). En Valladolid parece estable (A. Balmori, com. pers.). En Madrid se rarifica hacia el sureste (Díaz *et al.*, 1994) y se han constatado declives locales en su población muy marcados (J. C. del Moral, com. pers.). En Extremadura su situación se considera estable (J. Prieta, com. pers.). Se ha incluido en dos libros rojos regionales recientes: Castilla-La Mancha (CAMA-Castilla-La Mancha, 2002) y Baleares (Mejías García & Amengual Ramis, 2001), en esta última región, aunque con presencia amplia, se encuentra en regresión (J. Muntaner, com. pers.).

El programa SACRE de seguimiento de avifauna común, en su sexto año consecutivo, muestra una tendencia general de declive, siendo en esta especie más acentuada que en otros alcaudones (con índices de abundancia inferiores en un 50% en comparación con el año 1996) (SEO/BirdLife, 2001). Habrá sin embargo que esperar a contar con una serie de años más larga, para ver si se confirma esta preocupante regresión. La tendencia previsible es negativa tanto en distribución como en población, según se deduce de las amenazas presentes y futuras: abandono del pastoreo extensivo tradicional, así como de prácticas agrícolas y selvícolas respetuosas con la fauna, unido a un aumento en paralelo en los métodos intensivos de estas actividades. A ello se suman factores de alcance no bien conocido que probablemente afecten a la es-

pecie en los países africanos por donde migra y en donde inverte. Dicha tendencia podría atenuarse llevando a cabo las medidas de conservación propuestas.

ECOLOGÍA

Es un habitante típico del bosque mediterráneo poco denso o con claros de pastizal y cultivos herbáceos, como formaciones de quercíneas incluidas las dehesas, sabinas, pinares; también en sotos fluviales y cultivos arbóreos como olivares, naranjales, almendrales; ocupa a su vez zonas dominadas por matorral y cultivos herbáceos con arbustos y árboles dispersos (Hernández, 1993a, 1997b; Díaz *et al.*, 1994; Román, 1996; Jubete, 1997; Woutersen & Platteuw, 1998; Orobitg, 1999; Tellería *et al.*, 1999; Sampietro & Pelayo, 2000). Su presencia en España peninsular está correlacionada negativamente con precipitaciones altas, densidades elevadas de árboles de pequeño porte (menos de 20 cm de diámetro del tronco), y dominancia de coníferas (Tellería & Santos, 1994). Comparativamente es la especie de alcaudón de nuestra fauna que necesita mayor porcentaje de cobertura arbórea en su hábitat (Hernández, 1994). En Baleares se encuentra en áreas abiertas salpicadas con árboles, monte bajo de encina, higueras, olivares, almendrales y algarrobos (Escandell, 1997; GOB, 1997a) (detalles sobre la ecología reproductora en: Hernández, 1993a, b, 1994; Magdaleno, 1993; Escandell, 1997; GOB, 1997a; Rehsteiner, 2001).

Detalles sobre su ecología reproductora pueden consultarse en: Hernández, 1993a, b, 1994; Magdaleno, 1993; Rehsteiner, 2001; obs. pers. Las densidades de reproductores estimadas son: 1,5-16 aves/10 ha en encinares, alcornoques y melojares de diferentes lugares de España (Andalucía, Extremadura, Sistema Central, León); 1-1,3 aves/10 ha en algunos encinares de Castilla y León, olivares del Sistema Central, monte bajo con olivos de Cataluña, y parques arbolados de Barcelona; y 0,08-0,6 aves/10 ha en cultivos cerealistas de León con arbustos y árboles aislados, sotos ribereños de meseta, jarales montanos y diversos hábitats con matorral y bosque del Sistema Central, sabinas albares del Sistema Ibérico, y naranjales valencianos.

Construye los nidos sobre diferentes especies de arbustos y árboles, dependiendo de su disponibilidad en el hábitat ocupado: encinas, melojos, pinos, chopos, zarzamoras, rosales silvestres, majuelos, almendros, algarrobos, higueras (Magdaleno, 1993; Hernández, 1994; Román, 1996; GOB, 1997a). Es fundamentalmente insectívoro, con gran importancia en su dieta en toda España de los coleópteros, himenópteros y ortópteros, tanto en número de presas como en aporte energético; captura esporádicamente algunos vertebrados de tamaño pequeño, como lagartijas; el rango de tamaño más frecuente de los invertebrados-presa es 1-1,5 cm de longitud (más detalles en Hernández, 1993a, c, d; Hernández *et al.*, 1993; Rehsteiner, 2001).

En primavera la inmigración y el paso principal suceden durante el mes de abril. En su llegada desde África la mayoría de los ejemplares que crían en España peninsular pasan desde Marruecos con rumbo nor-noroeste o nor-noreste. La mayor parte de los individuos en paso postnupcial por la península y con origen europeo extraibérico proceden de zonas al sur del paralelo 50° N y al oeste del meridiano 10° E, siguen rumbo oeste-suroeste, y se detectan aquí fundamentalmente en agosto y la primera quincena de septiembre, confluyendo en Andalucía occidental para atravesar el estrecho de Gibraltar. La población que cría en Baleares está

conectada con África probablemente a través de rutas más orientales (Hernández, 1999).

AMENAZAS

En el contexto europeo, el declive de esta especie se acentuó desde la década de los años sesenta del siglo pasado, coincidiendo con la intensificación de la agricultura: concentración parcelaria, aumento en el uso de pesticidas, y desaparición de huertos de frutales (Lefranc, 1997). En zonas altas la degradación del hábitat ha sido menor, pero generalmente no han sido ocupadas debido al carácter termófilo de este alcaudón. Las poblaciones de los países mediterráneos han sufrido menos este impacto, aunque áreas extensas en mesetas y depresiones han quedado prácticamente desarboladas y cubiertas por cultivos extensivos, con la consiguiente desaparición del ave. En España falta, por ejemplo, de vastas zonas desforestadas de Aragón (fondo del valle del Ebro, altiplanos turolenses) (Sampietro & Pelayo, 2000) y de Castilla y León (Tierra de Campos) (obs. pers.). En el sur del país sí puede acantonarse en las faldas de las sierras, pero no accede a los pisos colino y montano del norte peninsular. El efecto de los biocidas en la regresión de la especie en Galicia ha sido advertido por Penas-Patiño *et al.* (1995). Por su parte, Jubete (1997) alerta sobre el impacto negativo de roturaciones y desbroces en zonas de matorral mediterráneo, eliminación de setos vivos, y empleo de pesticidas, en Palencia.

El abandono de la ganadería extensiva ha producido en muchos lugares la desaparición del pastizal, donde captura a la mayoría de las presas, y la posterior invasión por matorral cerrado. Otras amenazas detectadas en los países mediterráneos donde se distribuye, incluida España, son: repoblaciones densas de coníferas, eliminación o degradación de bosques de ribera, introducción de métodos agresivos en el manejo de cultivos arbóreos (olivares, naranjales) con uso de herbicidas e insecticidas (Muñoz-Cobo, 1994). Las amenazas potenciales en un futuro cercano son el progresivo abandono de la agricultura y la ganadería tradicionales, la intensificación de los aprovechamientos agropecuarios, y el envejecimiento de las dehesas. Por tratarse de una especie migradora transahariana, las poblaciones españolas están probablemente sujetas a otras amenazas durante la época internupcial todavía no conocidas convenientemente, pero se ha destacado el trampeo y la caza durante su paso por el norte de África (Muñoz-Cobo, 1994; Hernández, 1999) y diversos factores en los cuarteles africanos de invernada como sequías periódicas y cambios en las prácticas agrícolas (Muñoz-Cobo, 1994).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Actualmente no se llevan a cabo medidas particulares para su conservación en España.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Al igual que las otras especies de alcaudones que crían en España, ésta necesita de un porcentaje notable de cobertura herbácea, preferentemente pastizal, para la captura de presas; así, este estrato llega al 70% de la cobertura en parcelas de 25 m de radio alrededor de los nidos en la provincia de León (Hernández, 1994). Pero

en particular exige comparativamente mayor cobertura de árboles en su hábitat. En un área leonesa dominada por cultivos cerealistas y salpicada de prados con setos, pastizal, matorral y melojar, el Alcaudón Común y el Alcaudón Real son simpátricos, alcanzando la cobertura arbórea casi el 30% para la primera especie y sólo el 12% para la segunda en parcelas de 600 m de radio alrededor de sus nidos (Hernández, 1994). Por lo tanto, la conservación de parches de arbolado es prioritaria en zonas abiertas, ya sean cultivadas o incultas. Son de enorme valor, por ejemplo, los bosques-isla que todavía manchan las grandes extensiones de cereales en las mesetas. En paisajes muy desforestados sería interesante crear estos pequeños bosquillos (de manera dispersa para no perjudicar a las aves típicamente esteparias), quizás al amparo de las ayudas europeas que fomentan la forestación de tierras agrarias (legislación adaptada en España mediante el RD 152/1996), siempre que su estructura fuera adhesada (árboles separados) y preferentemente con especies mediterráneas autóctonas. Deben evitarse, además, las concentraciones parcelarias que conlleva la agricultura intensiva y que siguen produciéndose en muchos lugares.

Por supuesto, es también importante la preservación de las formaciones arbóreas más extensas donde reside el grueso de la población: dehesas, bosques abiertos mediterráneos, y cultivos de árboles como los olivares y otros ya mencionados. En buena parte de la España mediterránea perviven esas dehesas, donde se han constatado las densidades más altas de Alcaudón Común (hasta 8 pp./10 ha según Rehsteiner, 2001). Es crucial lograr su regeneración, perfectamente posible según expertos en silvicultura. En cuanto a los bosques abiertos, lo principal es que conserven dicha propiedad, para lo cual es imprescindible conservar y fomentar la ganadería tradicional extensiva (fundamento a su vez de las dehesas). En olivares y otros cultivos de porte arbóreo debe controlarse el uso de pesticidas y mantener en lo posible su manejo y fisonomía tradicional (por ejemplo no eliminar arbustos y árboles de los márgenes de las fincas).

Otras medidas a tomar serían preservar y restaurar los bosques de ribera en zonas llanas, y evitar la edificación fuera de los núcleos tradicionales de población humana. Por figurar en el Anexo II del Convenio de Berna debe prestarse especial atención a la protección de áreas importantes para la especie. Por su estado de conservación en Europa debería estar explícitamente incluida en el Anexo I de la Directiva Aves, aunque por su carácter migrador y presencia regular haya de considerarse implícitamente incluida en ese anexo, lo que obliga a que se beneficie de ZEPA.

Pero la protección de zonas limitadas ha de complementarse con medidas más amplias que afecten a su hábitat general, ya que se trata de una especie con distribución difuminada que ocupa un gran rango de ecosistemas caracterizados por aprovechamientos agropecuarios y selvícolas tradicionales. A este respecto Tucker & Evans (1997), consideran que la conservación de las dehesas es de máxima importancia (prioridad A) para el Alcaudón Común a nivel europeo, y los bosques y matorrales mediterráneos y los cultivos arbóreos tipo olivar alcanzan un segundo puesto (prioridad B). Las ayudas europeas que impulsan métodos de producción agraria compatibles con la protección del medio ambiente y la conservación del espacio natural (Reglamento 2078/92/CE) pueden contribuir a preservar y restaurar algunos de sus hábitats predilectos. Asimismo, serían favorables programas LIFE que incluyeran a esta especie y otras con requerimientos ecológicos similares, es decir, pastoralismo extensivo y actividades agrarias y paisajes tradicionales.

Es necesario profundizar en el estudio de su biología y de sus requerimientos ecológicos, así como establecer un programa de censo y seguimiento de su población y distribución a nivel nacional. Debe requerirse a los países norteafricanos que controlen su trampeo y caza en migración. Por último, y aunque más difícil de aplicar, algunas de las medidas propuestas por Kelsey (1992) para la conservación de los migrantes transaharianos son extrapolables al Alcaudón Común:

— Es necesario un programa de censo y seguimiento a nivel internacional asociado a investigaciones ecológicas en los cuarteles africanos de invernada.

— La conservación en África mediante la protección de una red de espacios es insuficiente, ya que allí su distribución invernal es también dispersa (sabana, cultivos con árboles y arbustos diseminados).

— Su estudio y conservación en África deben ir ligados a programas de desarrollo sostenible en los que se impliquen los gobiernos europeos (Unión Europea) y cooperen grupos conservacionistas internacionales e instituciones privadas.

Chova Piquirroja

Pyrrhocorax pyrrhocorax erythroramphus

Casi Amenazado; NT A2ac+3ac+4ac

Autor: Guillermo Blanco

La población de Chova Piquirroja ha presentado tendencias regresivas durante las últimas décadas en las poblaciones mejor conocidas (Galicia, sureste de Madrid y Murcia), y una aparente desaparición de áreas de Salamanca, Extremadura y Huelva. Parece haber experimentado un incremento poblacional en áreas con ausencia de lugares de nidificación típica tales como cortados, gracias al uso de construcciones abandonadas y edificios históricos para nidificar, especialmente en el valle del Ebro y la provincia de Segovia. Las poblaciones que nidifican en construcciones abandonadas están condenadas a desaparecer junto con muchas de estas ruinas. La pérdida de hábitat de alimentación debido a la intensificación de la agricultura y la desaparición de la ganadería extensiva junto con la construcción de infraestructuras y la urbanización de los hábitats son las principales amenazas para la especie y las causas del declive detectado en las poblaciones mejor conocidas. Son necesarias estimaciones precisas del tamaño de las poblaciones numéricamente más importantes de los principales sistemas montañosos. Por todo ello la especie se encuentra Casi Amenazada.

DISTRIBUCIÓN

La Chova Piquirroja es una especie de distribución amplia pero fragmentada en la mayor parte de su área de distribución mundial (Bignal, 1994). En el Paleártico se distribuye de forma fragmentada por Escocia, Irlanda, Bretaña, Macizo central Francés, Apeninos y Pirineos. En Portugal la especie es muy escasa y sus poblaciones están muy aisladas y en acusada regresión (Farinha, 1991). Es muy escasa en los Alpes, donde ha sufrido una regresión generalizada, extinguiéndose en Austria a principios de los años cincuenta. Habita las islas de Cerdeña, Sicilia y Creta. Aunque no hay estimaciones fiables, se supone que la especie es abundante en Turquía y el Cáucaso. Las poblaciones parecen más continuas en su área de distribución oriental, especialmente en la cordillera del Himalaya y zonas montañosas de Mongolia y China. En África existen poblaciones aisladas en la cordillera del Atlas y en áreas montañosas de la provincia de Bale en Etiopía.

España. Se distribuye principalmente en la mitad norte, ocupando los principales sistemas montañosos, especialmente en Pirineos, cordillera Cantábrica, Sistema Ibérico y Sistema Bético. Existen poblaciones costeras en Galicia, Asturias y Cantabria. Destacan las poblaciones donde las chovas nidifican casi exclusivamente en construcciones abandonadas y semiabandonadas como en el valle del Ebro, así como en edificios históricos de gran parte de la provincia de Segovia (Blanco *et al.*, 1996). Otras pobla-

ciones no asociadas a sistemas montañosos utilizan cortados fluviales para nidificar, como en el sureste de Madrid (Blanco *et al.*, 1991) o ramblas en la Hoya de Guadix (Zúñiga, 1989). Está ausente como reproductor en Baleares y en Canarias sólo cría en la isla de La Palma, la subespecie *P. p. barbarus* (véase ficha).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Existen estimaciones del tamaño de la población para algunas zonas, obtenidas durante la realización de los atlas de aves nidificantes de algunas provincias y comunidades, pero en general falta información detallada sobre abundancia de pp. en la época de cría. La mayoría de las estimaciones se basan en meras aproximaciones y en muy pocos casos se han localizado los nidos y censado las pp. reproductoras de amplias zonas. La población española se estimó en 7.000-9.800 pp. (Purroy *et al.*, 1997). En éste trabajo se aporta la tendencia poblacional (1970-1990) con un descenso moderado (entre 20-50%) aunque sin datos cuantitativos adecuados

Madrid. Entre las poblaciones mejor conocidas destaca la que se reproduce en cortados yesíferos del sureste de Madrid. Esta población mostró un ligero incremento desde 1975 (Arroyo, 1976; G. Blanco; datos propios) hasta 1990 (324 pp., Blanco *et al.*, 1991), decreciendo después hasta la actualidad a un ritmo de un 60% en 10 años (Blanco, 2002).

Aragón. En la depresión del Ebro (Monegros) se estima una población mínima de 975 pp. reproductoras nidificando en "masas" y corrales de ganado (Blanco *et al.*, 1996). No existen estimas poblacionales en Pirineos ni Sistema Ibérico, donde es una especie común e incluso abundante (Tella & Blanco, 1998). En Ordesa y Bielsa (Huesca) se han estimado unas 800-1.000 pp. (K. Woutersen *in litt.*) El uso de construcciones para nidificar ha supuesto un incremento poblacional muy importante en el valle del Ebro, donde la especie se reproducía de forma escasa en cortados de arcilla y yesos antes del abandono de miles de masas, debido a la mecanización de las labores agrícolas en las décadas de los años sesenta y setenta (Tella *et al.*, 1993; Blanco *et al.*, 1996). Sin embargo, estas poblaciones están condenadas a desaparecer junto con las construcciones abandonadas y en ruina donde se reproducen, situación que se está acelerando debido a la concentración parcelaria y puesta en regadío de grandes superficies en el valle del Ebro.

Galicia. El total de su población reproductora se estimó en 56-112 pp. (entre 1993/94; Mouriño, 1995b), de las que entre un 35-54% se correspondían con la subpoblación reproductora de la Costa de la Muerte. Según Pombo (2002a) los efectivos reproductores de la Costa da Morte (35-63 p.p) suponen entre un 52-62% del total de pp. reproductoras, con una tendencia regresiva desde los años setenta que ha supuesto la desaparición definitiva de entre un 38-48% de esta subpoblación. Esta población destaca por su aislamiento reproductor en zonas costeras y por su acusada regresión desde 1990 hasta 1995 (Mouriño, 1995b). Según se deduce de la comparación de los dos atlas de aves nidificantes en España (Purroy, 1997; Martí & Del Moral, 2003), esta regresión ha continuado hasta la actualidad, desapareciendo casi totalmente del sur de Lugo y Pontevedra. Esta población es muy interesante por las similitudes ecológicas con otras poblaciones costeras aisladas y en regresión como la de la costa de Bretaña (Thomas, 1989; Le Floch, 1989) o la población extinguida de la península de Cornualles (Meyer, 1989).

Andalucía. Es aún abundante pese a estar disminuyendo sus poblaciones (Soler, 2001). La población de Granada ha sido objeto de estudio (especialmente en la Hoya de Guadix (las densidades más altas de Andalucía oriental se dan en Hoyas de Guadix y Baza con más de 30 individuos reproductores/1.000 ha; estimándose unos 1.600 individuos para la primera localidad (Soler, 2001). En esta provincia, se calcula la existencia de unos 8.000 individuos, siendo la precisión desconocida) sin información sobre tendencias (Zuñiga, 1989; Soler, 1989). Además, la especie se encuentra en la actualidad prácticamente ausente en la provincia de Huelva según el nuevo atlas de nidificantes (sólo una cuadrícula con reproducción segura), a pesar de que estaba bien distribuida por las sierras de esta provincia durante el periodo de realización del primer atlas de nidificantes (en la actualidad se estiman 30 pp.: J. M. Sayago *in litt.*). En Almería se han estimado 500 pp. (Manrique, 1997), sin información sobre la precisión de la estimación.

Murcia. En el norte de Murcia se estima una población numerosa de 500-600 pp. (Martínez, 1996). En 1990 se realizó un censo de las pp. reproductoras que arrojó una cifra de unos 5.000 individuos, cifra que pasó a 4.000 individuos en 2001, es decir, una pérdida de un 20% en una década (M. Carrete & T. Sánchez-Zapata, com. pers.).

Castilla y León. Cría en todas las provincias y se estiman unas 2.600-5.800 pp. (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). Existen estimaciones precisas sin datos de tendencias para las Hoces del Riaza (60-75 pp., Martínez & Doval, 2000) y el Duratón (800 indivi-

duos en 1994; B. Arroyo com. pers.) en la provincia de Segovia, y el norte de la provincia de León (583-620 pp.; Baglione, 1997). Además, hay otras estimaciones citadas en los atlas de aves nidificantes de Palencia (200-500 pp.; Jubete, 1997), Salamanca (120-230 pp.; Carnero & Peris, 1988) y Burgos (1000-1300 pp. Román *et al.*, 1996). En Zamora es más escasa y rara en Valladolid (Sanz-Zuasti & Velasco, 1999). Además, diversas apreciaciones fundamentadas en observaciones y datos puntuales señalan una disminución importante en Burgos (Román *et al.*, 1996). La comparación de los dos atlas de aves nidificantes en España sugiere también la regresión o posible desaparición del este y sur de la provincia de Salamanca.

Castilla-La Mancha. Existen datos para la provincia de Cuenca (330 pp. sin considerar la posible reproducción en construcciones; Gesnatura, 1995), Guadalajara (3.200 individuos en 1995; B. Arroyo, com. pers.).

País Vasco. Se estiman unas 200-400 pp. y se menciona su posible disminución numérica (Carrascal, 1998).

Cataluña. Se estiman unas 1.000 pp. y no se detecta reducción del número de cuadrículas en relación al atlas de Muntaner *et al.* (1983) (J. Estrada/ICO, *in litt.*).

Comunidad Valenciana. No es muy abundante aunque está ampliamente distribuida, ocupando todas las zonas favorables. Sólo se dispone de datos para diversas colonias, que oscilan entre las 15-30 pp., y sin posibilidad de establecer una evolución de la población reproductora por falta de datos (Urios *et al.*, 1991). En la zona del alto Vinalopó (Alicante), es una especie escasa y su población mínima se estima en 14 pp. (Campos *et al.*, 2001).

La distribución fragmentada de gran parte de la población de chovas piquirrojas se debe en parte a la singularidad de sus hábitats de nidificación. Existen poblaciones pequeñas y aisladas en muchas provincias españolas, destacando Salamanca, Zamora, Ávila, Cáceres, Badajoz, así como pp. aisladas en Valladolid, Toledo, Cuenca, y Ciudad Real. Estas micropoblaciones o pp. forman pequeñas avanzadillas colonizadoras que suelen ocupar pequeños cañones fluviales o edificios y ruinas para nidificar y que por lo tanto merecen ser especialmente protegidas por su papel en la intercomunicación de núcleos poblacionales. Estas pequeñas poblaciones aisladas pueden no obstante desaparecer rápidamente debido precisamente a su aislamiento y ausencia de comunicación con núcleos importantes, como parece estar ocurriendo en Salamanca y Extremadura (en Badajoz ha desaparecido en los últimos años de algunas zonas de cría: F. Gragera, *in litt.*), mientras en el norte y oeste de Cáceres hay una aparente regresión o posible desaparición según la comparación del nuevo atlas (Martí & Del Moral, 2003). Otras poblaciones estudiadas han incrementado su abundancia al tiempo que se generalizaba el uso que las chovas piquirrojas hacen de las construcciones abandonadas e edificios históricos para nidificar, especialmente en el valle del Ebro y la provincia de Segovia (Blanco *et al.*, 1996). Esta circunstancia supone una muy buena oportunidad para la expansión del área de distribución de la especie, siempre y cuando existan zonas de alimentación adecuadas y se respete su nidificación.

No hay datos sobre tendencias basados en las poblaciones fuera de la época de reproducción excepto el sureste de Madrid donde de los efectivos contabilizados en dormitorios comunales han disminuido casi a la mitad en un periodo de 12 años coincidiendo con la regresión de la población reproductora (Blanco, 2002), habiendo sido abandonados casi todos los dormitorios tradicionales localizados en el Parque Regional del sureste de Madrid.

ECOLOGÍA

Las poblaciones de Chova Piquirroja son básicamente sedentarias, pero realizan movimientos hacia cotas bajas durante el invierno en áreas de montaña agrupándose en bandadas. Al contrario, en verano los bandos suelen ascender en altitud buscando mejores condiciones de alimentación. Los jóvenes pueden realizar movimientos dispersivos de corta distancia. Las pp. reproductoras suelen ocupar los mismos nidos año tras año. La nidificación tiene lugar en cuevas, grietas y cavidades de cortados tanto de zonas de montaña como en valles fluviales. Los hábitats principales donde la especie se alimenta son pastizales de montaña, zonas de vegetación baja mediterránea y áreas de usos agro-ganaderos tradicionales como cultivos de secano con altos índices de barbecho y márgenes de vegetación natural (Blanco *et al.*, 1998a). Para nidificar utiliza también edificios históricos y otro tipo de construcciones como casas abandonadas, puentes, etc., que en ocasiones son ocupados también como dormitorios comunales (Blanco *et al.*, 1996).

La dieta básica de la Chova Piquirroja está muy especializada en invertebrados hipogeos que son desenterrados con el pico, tales como larvas de lepidópteros y coleópteros, así como arañas, hormigas y otros artrópodos (Soler & Soler, 1983; Sánchez *et al.*, 1996). Por esta razón sólo puede encontrar alimento en zonas de vegetación rala o suelo desnudo donde las aves tienen acceso al substrato de donde desenterran sus presas. Durante el verano y el invierno, las chovas piquirrojas también consumen grano de especies silvestres y cultivadas (Soler & Soler, 1993) y localmente puede consumir grandes cantidades de aceitunas en invierno (Blanco *et al.*, 1994).

La utilización de cortados con alta disponibilidad de lugares de nidificación favorece el agrupamiento y la organización en bandos para la búsqueda de alimento de las pp. reproductoras, mientras que las pp. que se reproducen aisladas en hábitats de buena calidad suelen mantener territorios exclusivos. Por lo tanto, la importancia relativa del hábitat de alimentación o nidificación en la organización social y dinámica de las poblaciones puede variar entre áreas, implicando distintas prioridades en programas de conservación que incluyan distintas áreas o poblaciones de la especie (para detalles sobre diversos aspectos de la biología de la especie véase Blanco *et al.*, 1993, 1998b, 1999; Blanco & Tella, 1999).

AMENAZAS

Pérdida de hábitat. El futuro de las poblaciones que nidifican en construcciones es incierto debido al estado de ruina actual (valle del Ebro, provincia de Segovia) y a la oposición a su nidificación en edificios históricos, especialmente en la provincia de Segovia donde se han cerrado multitud de campanarios y mechinales para impedir su nidificación.

La pérdida progresiva de la ganadería extensiva asociada al despoblamiento de las áreas rurales ha provocado la modificación de los hábitats más utilizados por la Chova Piquirroja para alimentarse en zonas de montaña (García-Dory 1983, 1989; Baglione 1997). De igual forma, tanto la intensificación agrícola como el abandono de tierras tienen efectos perjudiciales al reducir las oportunidades de alimentación y la diversidad de presas en agrosistemas con usos tradicionales (Blanco *et al.*, 1998a). Especialmente, la concentración parcelaria, la eliminación de lindes y már-

genes, la aplicación de ciclos cortos de cultivo y el uso de plaguicidas y fertilizantes merman considerablemente las condiciones ecológicas para el mantenimiento de las poblaciones de artrópodos que constituyen la base de la dieta de las chovas piquirrojas. La sustitución de cultivos tradicionales de secano por regadíos parece ser la causa de la regresión de la población de Murcia (M. Carrete & T. Sánchez-Zapata, com. pers.). En el valle del Ebro, se ha iniciado ya la puesta en regadío de miles de hectáreas de las mejores zonas esteparias para las aves en Europa. Este proceso contrario a la tendencia general de conservación de la vida salvaje en agrosistemas europeos está, no obstante, financiado parcialmente con fondos comunitarios. Esta contradictoria situación supone la pérdida de toda posibilidad de recuperación de especies esteparias amenazadas como el Cernicalo Primilla o la Alondra Ricotí (véase textos para más detalles) en el área, condenando también a la desaparición a la población de chovas, bien directamente al eliminarse las construcciones abandonadas donde nidifica, o indirectamente al transformar la frágil estructura de los suelos donde la especie encuentra sus presas.

Por otro lado, la pérdida de hábitat debido a la construcción de infraestructuras y la urbanización es una amenaza continua e importante por sus efectos directos en la destrucción de los hábitats de alimentación y por el aislamiento que produce en las zonas de nidificación. Un ejemplo patente es el que se ha producido ya en el Parque del sureste de Madrid, donde se ha urbanizado la práctica totalidad del hábitat de alimentación de los bandos invernales (Blanco, 2002) y donde continua perdiéndose hábitat de alimentación y nidificación debido a la pérdida y contaminación de suelos y las molestias a los reproductores. La pérdida de hábitat debido a la construcción de infraestructuras como estaciones de sky, urbanizaciones y embalses es una amenaza continua en zonas de montaña y sus efectos podrían haber empezado a manifestarse ya en las poblaciones de chovas piquirrojas del Pirineo y cordillera Cantábrica (García-Dory, 1983, 1989; Baglione, 1997; K. Woutersen *in litt.*). Otra de las amenazas más importantes es la reforestación de zonas de montaña con leñosas de crecimiento rápido, que supone la pérdida de pastizales de montaña idóneos para la alimentación de la Chova Piquirroja, y que representan en si mismos una amenaza general para las aves, los suelos y el paisaje (García-Dory 1983, 1989; Baglione, 1997).

Aislamiento de las poblaciones. La distribución fragmentada de gran parte de la población de chovas piquirrojas es una amenaza continua ya que las pequeñas poblaciones o pp. que hacen de nexo de unión entre núcleos de distribución donde la especie es más abundante corren un permanente riesgo de desaparecer. Por lo tanto estas pequeñas poblaciones, muchas veces asociadas a pequeños cortados fluviales, minas o construcciones, merecen una especial atención en futuros planes de potenciación de la especie. La fragmentación y aislamiento de las poblaciones, junto con la pérdida de hábitats han sido, y son, los principales problemas de conservación de la especie en el resto de su área de distribución europea (Bignal, 1994). Destaca especialmente el caso de Portugal, donde la especie se distribuye en seis pequeños núcleos poblacionales aislados y en regresión (Farinha, 1991). El núcleo más importante en este país se localiza en el Duero internacional, 300 individuos en 1990 según Farinha (1991) y se comunica con la contraparte española en la provincia de Zamora, pero este núcleo se encuentra a su vez aislado del resto del área de distribución española.

Persecución directa. Las poblaciones que nidifican en construcciones humanas son particularmente sensibles a esta

amenaza, ya que sus nidos son sistemáticamente destruidos en algunas zonas. En la provincia de Segovia, la nidificación y uso como dormitorio de edificios históricos ha provocado conflictos con los responsables de la conservación del patrimonio histórico-artístico, desencadenando algunas acciones para hacer imposible el acceso de la especie a estos lugares (G. Blanco, datos propios). Por otro lado, la especie es perseguida directamente por cazadores desaprensivos que desconocen las diferencias entre las distintas especies de córvidos. Estos hechos son provocados, quizá involuntariamente, por las autoridades responsables de otorgar permisos injustificados de descaste de córvidos como Grajillas o Cornejas Negras.

Molestias. En zonas de montaña y cantiles fluviales, el turismo masivo e incontrolado puede ser una amenaza constante para la reproducción de la especie. Otras actividades lúdicas como la escalada y la espeleología pueden ser también perjudiciales si se practican en zonas de nidificación y dormitorio.

Contaminación. El continuo incremento de la contaminación con productos tóxicos en el medio ambiente está provocando una gran pérdida de biodiversidad y cambios importantes en la biología y estado de conservación de las poblaciones de seres vivos. La Chova Piquirroja puede verse especialmente afectada por la utilización de productos fitosanitarios en agrosistemas, por el impacto directo sobre sus presas. La acumulación de contaminantes persistentes tales como PCB, dioxinas y metales pesados pueden ser también una amenaza por sus efectos en la supervivencia y la reproducción en áreas muy contaminadas como el Parque Regional del sureste de Madrid (Blanco, 2002).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En la actualidad no existe ningún plan específico de conservación de la especie en España. A pesar del conocimiento sobre la regresión experimentada por algunas poblaciones de Chova Piquirroja, las administraciones se han mostrado en general insensibles con esta especie. Al contrario, la especie es objeto de seguimiento intensivo en varios países europeos como Reino Unido y Francia, donde se están desarrollando programas directos de mejora del hábitat como en Bretaña (Le Floch, 1989), e incluso programas donde se contempla la cría en cautividad para la reintroducción en la península de Cornualles (Meyer, 1989).

En el valle del Ebro se han restaurado algunos edificios que albergan colonias de Cernicalo Primilla por parte de la Diputación de Aragón y bajo el asesoramiento de la Estación Biológica de Doñana, lo que indirectamente ha beneficiado a algunas pp. de Chova Piquirroja nidificantes en las mismas construcciones (Blanco & Tella 1997; G. Blanco & EBD, datos inéditos). En la actualidad se están llevando investigaciones por parte del personal del Instituto de Investigación en Recursos Cinegéticos (CSIC-UCLM) y la Estación Biológica de Doñana (CSIC), con el fin de conocer en detalle los requerimientos de la especie y sus tendencias a largo plazo.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

— Es necesario hacer un primer censo exhaustivo de las poblaciones reproductoras más importantes y desconocidas como las de Los Pirineos, Sistema Ibérico, Sistema Central, cordillera Cantábrica y Sistema Bético. Con esta información se po-

dría, en el futuro, determinar las tendencias de estas poblaciones, que suponen una parte importante de la población española.

- Los actuales modelos de gestión agraria deberían considerar la posibilidad de incentivar los usos agrarios tradicionales respetuosos que conservan la capacidad del suelo para la agricultura a largo plazo así como la conservación de la vida salvaje. En especial es recomendable evitar la concentración parcelaria y promover la creación y mantenimiento de lindes y márgenes así como la aplicación de ciclos largos de cultivo que contemplen el mantenimiento de barbechos, eriales y pastizales al mismo tiempo que los cultivos. Es necesario también limitar o eliminar el uso de plaguicidas y fertilizantes que merman considerablemente las condiciones ecológicas para el mantenimiento de las poblaciones de artrópodos que constituyen la base de la dieta de las chovas piquirrojas. Es recomendable incentivar los cultivos de secano sobre los regadíos que invariablemente suponen la pérdida directa de hábitat y la construcción de infraestructuras que contribuyen al aislamiento y fragmentación de las poblaciones.
- El mantenimiento de la ganadería tradicional extensiva debería incentivarse en zonas de montaña y alrededores de cortados fluviales, para permitir el acceso de las chovas piquirrojas a su alimento evitando la presencia de vegetación excesivamente densa, lo que también aportaría recursos tróficos a la Chova Piquirroja, ya que uno de los elementos más importantes de su dieta lo constituyen los insectos asociados a los excrementos (Soler, 2001) y en general, para potenciar los usos tradicionales y respetuosos con los suelos y el paisaje.
- Se hace necesario, impedir y perseguir la caza de chovas piquirrojas y la destrucción de sus nidos para lo cual debe evitarse la concesión de permisos de descaste de córvidos parecidos como grajillas y cornejas. Al mismo tiempo deberían promoverse campañas de sensibilización y educación de los cazadores para evitar la persecución de esta especie y la destrucción de sus nidos. Esta medida de conservación debería especialmente ser aplicada en áreas donde las chovas piquirrojas utilizan construcciones abandonadas e edificios históricos para nidificar, donde son más vulnerables a la persecución directa. Es necesario también determinar posibles medidas para compatibilizar el uso de los edificios históricos por la Chova Piquirroja y la conservación del patrimonio histórico-artístico.
- Resulta primordial incidir en la conservación mediante figuras de protección especial de los dormitorios más importantes de la especie y el hábitat circundante donde se alimentan los bandos. Para ello sería preciso desarrollar una primera aproximación al conocimiento de la distribución de tales dormitorios en España, diseñando un censo de dormitorios invernales.
- La pérdida de hábitat de alimentación, las molestias debido al turismo y actividades lúdicas en áreas de montañas, así como la construcción de infraestructuras en las áreas de nidificación deberían ser evitadas a toda costa, evitando también la urbanización de las áreas de alimentación cercanas a las áreas de nidificación.
- El valor intrínseco de esta atractiva y carismática especie debería empezar a ser explotado, al igual que en otros países europeos, como símbolo de los sistemas agrícolas y ganaderos tradicionales, especialmente en zonas de montaña y costeras. La utilización de edificios históricos por esta especie debería aprovecharse para desarrollar programas educativos y de sensibilización, como modelo de armonía entre la vida salvaje y la

cultura y sociedad de la especie humana. Además, la utilización de edificios históricos, ofrece una buena oportunidad de desarrollar modelos de conservación donde se combinen la conservación y disfrute de las aves y del patrimonio histórico-artístico.

— Finalmente, es de suma importancia conocer con más detalle el funcionamiento de las poblaciones de esta especie para

orientar programas de conservación. Es especialmente necesario conocer los patrones de dispersión natal, la formación de dormitorios y su papel en la colonización de nuevas áreas y en la comunicación de poblaciones fragmentadas, así como el efecto de los contaminantes y la pérdida de variabilidad genética, especialmente en poblaciones pequeñas y aisladas como las de Galicia.

Chova Piquirroja

Pyrrhocorax pyrrhocorax barbarus

En Peligro; EN B1ab(iii); C2a(ii)

Autores: Jorge Luis Pais Simón y Félix Manuel Medina

En Canarias, la Chova Piquirroja posee una distribución restringida a La Palma, aunque en el pasado habitaba La Gomera, Tenerife y, posiblemente, El Hierro. Fue muy abundante a finales del siglo XIX y principios del XX, a partir de entonces experimentó una considerable regresión de sus efectivos. Factores como el abandono de los usos tradicionales del suelo, la intensificación de la agricultura, el uso indiscriminado de productos fitosanitarios, la persecución, la caza ilegal, la destrucción del hábitat o las molestias en sus áreas de cría han sido los que la han llevado a ser catalogada como En Peligro, persistiendo estos factores en la actualidad.

DISTRIBUCIÓN

Esta subespecie se distribuye por Canarias y el norte de África. Aunque, en la actualidad, en Canarias está restringida a La Palma, estudios paleontológicos han puesto de manifiesto que la especie ocupó otras islas del archipiélago: La Gomera (Jaume *et al.*, 1993), Tenerife (Rando & López, 1996) y, por confirmar, El Hierro (Rando *et al.*, 1997). Además, se conocen varias observaciones en Tenerife y La Gomera (Martín & Lorenzo, 2001).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Era una especie muy abundante en La Palma, sobre todo en la segunda mitad del siglo XIX y mediados del siglo XX (Volsoe, 1951; Cullen *et al.*, 1952; Bannerman, 1963; Martín & Lorenzo, 2001). Actualmente se la puede considerar abundante, aunque ha sido evidente que, en las últimas décadas, sus efectivos han experimentado una fuerte regresión (Martín *et al.*, 1990). Piersma & Bloksma (1987) observaron entre 450 a 500 ejemplares en distintas localidades, mientras que Purroy (1997) estima la población canaria en 300-400 pp. En diciembre de 1997 se pudo observar un grupo compuesto por unos 450 a 500 individuos alimentándose en una zona de pinar con cultivos (F. M. Medina, obs. pers.). Por último, Martín & Lorenzo (2001) dan como cifra orientativa de su población la de 1.500 ejemplares o superior. Sin embargo, en ningún momento se ha realizado un censo de la misma.

La regresión de la población canaria ha sido similar a la experimentada en Europa, principalmente debida a la persecución a la que se ha visto sometida por parte del hombre y a las transformaciones que se están produciendo en los usos tradicionales del sue-

lo (Bignal & Curtis, 1989; Bignal, 1994). Esta importante recesión también ha sido constatada en la mayoría de las áreas donde habita, extinguiéndose en muchas regiones (Farinha & Teixeira, 1989; Thomas, 1989; Owen, 1989). Sin embargo, Blanco *et al.* (1991) señalan un incremento y expansión de la población del centro de la península Ibérica, mientras que Monaghan *et al.* (1989) comentan un hecho similar en Escocia.

El hecho de que no se haya realizado ningún censo de la población en Canarias hace muy difícil estimar cuál ha sido su evolución en los últimos años y, por lo tanto, resulta muy aventurado establecer la tendencia de la misma. Después de unas décadas en las que su población se vio muy afectada por el uso abusivo de pesticidas y a pesar de que, aún hoy, continúan actuando factores importantes de amenaza, se podría pensar que la población de Chova Piquirroja ha experimentado una cierta mejoría con respecto a su estado a mediados del siglo XX.

ECOLOGÍA

Es ubicua y adaptable a un amplio rango de ambientes. Ha sido capaz de asentarse en una gran variedad de hábitats, que van desde los acantilados costeros hasta la cumbre (por encima de los 2.400 m). Es muy frecuente en pinares y zonas bajas cubiertas por formaciones de matorrales y arbustos. Asimismo, frecuenta los lugares más escarpados y aquellos barrancos que dispongan de cortados rocosos con grietas, cuevas u otros emplazamientos similares adecuados para nidificar. Sin embargo, no es frecuente observarla en el bosque cerrado de laurisilva (Martín & Cardona, 1989; Martín & Lorenzo, 2001). La fuerte transformación antrópica experimentada en los medios asociados estrechamente con el

hombre y sus cultivos propiciaron la expansión de este córvido, sobre todo hasta mediados del siglo XX. Los hábitos alimentarios son muy similares al resto de su área de distribución. Presentan un porcentaje de frecuencia de aparición de invertebrados que puede alcanzar, en algunos casos, el 100% (Pais & García, 2000). Entre ellos destacan los coleópteros (40%) y los ortópteros (24%). Asimismo, consume una gran cantidad de frutos como los de *Opuntia* sp., *Rubia fruticosa* y semillas de *Pinus canariensis*. No obstante, su proporción en el conjunto de la dieta y su composición es muy variable estacional y espacialmente. Si bien en invierno la mayor parte de la dieta está compuesta por estos frutos, la tendencia parece invertirse en primavera y verano (Pais & García, 2000). En una primera estimación del éxito reproductor de la especie en La Palma, se ha obtenido un resultado preliminar de 2,17 pollos por pareja y año (J. L. Pais Simón, obs. pers.).

AMENAZAS

Los factores de amenaza vienen casi todos derivados de las actividades humanas. Aún sin haber sido evaluados, tienen que influir gravemente sobre la población de la isla, que ha sufrido un drástico proceso de decrecimiento poblacional. Martín *et al.* (1990) señalan como posibles causas de su regresión en el archipiélago la caza, el desarrollo turístico y el mantenimiento de ejemplares en cautividad.

- La persecución por los daños que causa en los cultivos (1).
- El uso indiscriminado de pesticidas. Es notorio el uso de dosis muy superiores a las recomendadas por los fabricantes y son muy numerosos los ejemplares que aparecen envenenados en las cercanías de los cultivos (J. L. Pais Simón, obs. pers.) (1).
- El abandono de los usos tradicionales del suelo y la intensificación agrícola (2).
- La caza ilegal, el expolio de nidos y las molestias en las áreas de cría (1).
- El desarrollo de construcciones y edificaciones ligadas a actividades turísticas que suponen la pérdida y fragmentación del hábitat (2).
- Además, y de acuerdo con Martín *et al.* (1990), la falta de conocimientos es uno de los factores a tener en cuenta a la hora de poder establecer las medidas adecuadas que permitan su recuperación (1).

Graja *Corvus frugilegus*

Vulnerable; VU D2

Autor: Javier García Fernández

Desde 1993 se ha realizado un seguimiento anual de la población de Graja en el que se ha detectado cómo el número de colonias y nidos ha ido en aumento y, así, se ha pasado de menos de 1.500 parejas en 1993 hasta 2.061 parejas en la actualidad. Sin embargo, toda la población española se encuentra localizada en una sola localidad lo que aumenta considerablemente su riesgo de extinción. Sus principales amenazas son el envenenamiento en los campos agrícolas, la caza y matanza de pollos, la presión urbanística sobre las colonias, la tala de las choperas donde cría y la desaparición de olmedas por la grafiosis. Por todo ello la especie se califica como Vulnerable.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Se encuentra catalogada como “Vulnerable” en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias, y “De interés especial” en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Por otro lado, está considerada como “Vulnerable” en el Libro Rojo de los Vertebrados de España (Blanco & González, 1992) y como “Rara” en el Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Canarias (Martín *et al.*, 1990).

A pesar de estar protegida no se ha llevado a cabo ninguna medida de conservación específica para esta especie. Únicamente se han realizado estudios cofinanciados por el Cabildo Insular de La Palma y diversos ayuntamientos insulares como los de El Paso, Breña Alta, y Mazo, encaminados a conocer aspectos sobre la alimentación y la reproducción.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaborar y publicar su respectivo Plan de Conservación de la especie así como el cumplimiento de sus directrices (1).
- Censar la población con el fin de estimar su tamaño, evolución y la tendencia de la población (1).
- Efectuar estudios que permitan conocer aspectos básicos de su ecología y biología, y en especial sobre el impacto de los productos fitosanitarios (1).
- Designar nuevas ZEPA o ampliar las ya existentes considerando no sólo los lugares de cría, sino los de alimentación y descanso (3).
- Mantener y/o incentivar ciertas actividades agrícolas y ganaderas tradicionales (3).
- Evitar la construcción de urbanizaciones y complejos turísticos en las áreas de cría (2).
- Aumentar la vigilancia, sobre todo en zonas con mayor riesgo de uso indiscriminado de insecticidas o pesticidas, así como evitar el expolio de nidos, la caza ilegal o el desarrollo de actividades recreativas como la escalada y la espeleología (2).
- Realizar una protección efectiva de las áreas de nidificación, dormitorios y su entorno, evitando su destrucción y alteración (2).
- Efectuar campañas de divulgación (2).

DISTRIBUCIÓN

Mundial. Este córvido colonial se extiende ampliamente por el Paleártico en zonas templadas y boreales europeas, Asia Menor, hasta llegar al este de Siberia con su límite septentrional en la región de Yakutia y meridional en el sur de China (Cramp & Perrins, 1994a; Madge & Burn, 1994). En Europa las poblaciones más importantes se encuentran en Francia, Gran Bretaña, Irlanda y Bielorrusia, mientras que la población ibérica es la única de la cuenca mediterránea. Se ha estimado una población en Europa de 4.200.000-14.000.000 pp. (BirdLife International/EBCC, 2000).

España. Nidifica exclusivamente en un área localizada en el sureste de León en las comarcas de El Páramo Leonés, Tierras de León, Payuelo, Tierra de Campos, Vega del Esla y Ribera del Órbigo, y se ha sugerido que esta población es un reducto de una población más amplia en el pasado (De Juana & De Juana, 1984). Como invernante aparece en otras provincias de la meseta norte (Purroy, 1997). Cría en arboledas constituidas principalmente por chopos de repoblación donde ubica sus nidos que agrupa en colonias de tamaño variable (Ena, 1979; Olea *et al.*, 1997; Olea, 2000), en general de una superficie inferior a una hectárea y que suelen estar aisladas (Rubio, 1971; Ena, 1979, Olea *et al.*, 1997). Recientemente se ha constatado el uso de coníferas para su instalación (Olea, 2000) y de tendidos eléctricos (datos propios). Además, en la ciudad de León se han instalado varias colonias en arboledas de parques urbanos en los últimos años.

POBLACIÓN Y TENDENCIA EN ESPAÑA

Desde 1993 se ha realizado un seguimiento anual de la población en el que se ha detectado cómo el número de colonias y nidos ha ido en aumento y, así, se ha pasado de menos de 1.500 pp. en 1993 hasta 2.061 pp. en la actualidad. La población leonesa de Graja fue descrita por primera vez por Valverde (1953) aunque el primer censo no se realizó hasta 1976 (Ena, 1979) cuando se contabilizaron algo más de un millar de nidos en 22 colonias. Hasta fi-

nales de la década de 1970 el número de parejas descendió paulatinamente aunque ya en 1986 se detectó cierta recuperación de la población (Del Amo, 1986). La evolución de esta población es bien conocida y el número de nidos y de colonias ha variado como sigue: 1.089 y 22, respectivamente en 1976; 930 y 23 (en una superficie de 948 km²) en 1977; 887 y 19 en 1978 (Ena, 1979); 1.067 y 18 (en 761 km²) en 1986 (Del Amo, 1986); 1.420 y 15 (en 1.077 km²) en 1993, 1.540 y 17 (en 1.320 km²) en 1994 (Olea *et al.*, 1997); 1.873 y 20 (en 1.427 km²) en 1996 (Olea, 2000); 1.553 y 21 en 1997 (Olea, 2001); 1944 y 24 (en la misma superficie) en 1998 (datos propios); 1958-1996 y 24 (en 997 km²) en 1999, 1954-2.034 y 23 (en 934 km²) en 2000 (Olea, 2001; datos propios); 2.033 y 25 (en 797 km²) en 2001 (datos propios) y 2.061 nidos y 28 colonias (en 780 km²; datos propios). La distribución de las colonias no ha sufrido cambios drásticos en las últimas décadas ya que sigue concentrada en torno a las poblaciones de León y La Bañeza. En los últimos años, a pesar de haberse producido un aumento en el número de parejas y colonias, el área ocupada ha disminuido como reflejan las superficies ocupadas que se detallan por año.

AMENAZAS

Sus principales amenazas son el envenenamiento en los campos agrícolas, la caza y matanza de pollos, la presión urbanística sobre las colonias, la tala de las choperas donde cría y la desaparición de olmedas por la grafiosis (Olea *et al.*, 1997). En cuanto a la tala de choperas, además del evidente perjuicio que provoca la corta en época de cría, cuando se realiza fuera de ella también se han detectado números inferiores de parejas nidificando después de su reinstalación (Olea *et al.*, 1997). En algunos lugares de Europa se ha registrado cambios en sus poblaciones debido a cambios en las prácticas agrícolas, uso de productos químicos y persecución (Hagemeyer & Blair, 1997). Sin embargo, otros factores antrópicos como la presencia de basureros en el área de cría parece ser una de las causas principales de su incremento (Olea, 2000 y 2001).

Cuervo

Corvus corax canariensis

En Peligro; EN A4abcd; B1ab (i,ii,iii,iv,v); C1+C2a(i)

Autor: Rubén Barone

Esta subespecie endémica de Canarias se encuentra en todo el archipiélago pero sus poblaciones están en franca regresión. Su situación actual es crítica en Gran Canaria, Tenerife y La Palma, mientras que en el resto de las islas también está en declive aunque mantiene aún efectivos de cierta importancia. Los principales factores de amenaza son la reducción de los recursos tróficos, el uso de venenos y pesticidas, la caza furtiva y el consumo de pollos, así como el impacto con tendidos eléctricos.

DISTRIBUCIÓN

La subespecie *Corvus corax canariensis* está restringida al archipiélago canario, donde ha sido citada en todas las islas e islotes como residente (Martín, 1987; Martín & Lorenzo, 2001).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

En el pasado estaba muy bien distribuido y era abundante en todas las islas, pero en la actualidad se encuentra en franco declive (Martín, 1987; Martín *et al.*, 1990; Nogales, 1992a y b; Martín &

Lorenzo, 2001). Especialmente acusada ha sido su regresión en Gran Canaria, Tenerife y La Palma (Martín, 1987; Martín *et al.*, 1990; Nogales, 1992a; Blanco & González, 1992; Barone *et al.*, 2001; Martín & Lorenzo, 2001).

Aleganza. Concepción (1992) menciona que hay 3 pp. nidificantes, mientras que Martín & Nogales (1993) señalan tan sólo 2 y Martín & Lorenzo (2001) 3-4, pero más recientemente la población ha sido evaluada en 5: dos en montaña Lobos, una en El Veril, una en La Caldera y otra en el Carnadero Hondo (Martín *et al.*, 2002). Hay referencias antiguas de que llegó a ser abundante (Bannerman, 1914), por lo que han debido reducirse los efectivos con respecto a un pasado no muy lejano (principios del siglo XX). Sin embargo, en las últimas décadas parece mantenerse estable.

Montaña Clara. Existe una sola pareja, localizada en La Caldera (Martín & Lorenzo, 2001; Martín *et al.*, 2002), si bien en ocasiones pueden verse agrupaciones relativamente importantes, tal como la detectada en agosto de 2001, compuesta por 8 individuos (Martín *et al.*, 2002). Apenas existe información concreta sobre su presencia en el pasado, siendo mencionada a comienzos del siglo XX por Bannerman (1914).

La Graciosa. Se reproducen 2-3 pp. (Concepción, 1992; Martín & Lorenzo, 2001). En los años 2000-2001 criaron con certeza 3 pp., que se localizaban en Las Agujas, inmediaciones de la playa de las Conchas y montaña Amarilla (Martín *et al.*, 2002; D. Trujillo, com. pers.), aunque con toda probabilidad había al menos otras dos (Martín *et al.*, 2002). No se conoce con el debido rigor su población en el pasado, pero en función de los escasos lugares adecuados para la nidificación no debió ser muy común.

Lanzarote. Según Concepción (1992), estaba muy extendido hasta inicios de la década de 1970, cuando sus efectivos eran de unas 150-200 pp. Sin embargo, este mismo autor señala una población de unas 50 pp. a principios de la década de 1990. A tenor de estos datos, resulta evidente que se ha producido un notable descenso de sus poblaciones en apenas 20 años, proceso que aún continúa, si bien sigue estando bien distribuido y no se considera raro. Ocupa tres áreas principales: el macizo de Los Ajaches, el área de Montañas del Fuego-Conil-Tinajo y el macizo de Famara, llegando a ocupar los campos de lavas históricas del P. N. de Timanfaya y sus alrededores (Concepción, 1992). Estudios más recientes han constatado una distribución similar a la de dicho autor, al tiempo que de forma orientativa han estimado su población en unas 36-65 pp. (Lorenzo *et al.*, 2003a).

Lobos. Hay 1-2 pp. reproductoras, localizadas en La Caldera y su entorno (Martín & Lorenzo, 2001). Según referencias locales, en 1992 había 2 pp. nidificantes.

Fuerteventura. Aún resulta abundante y se encuentra ampliamente distribuido (Martín & Lorenzo, 2001). Nogales (1992a) señala que la población mayorera podría superar las 100 pp., aunque no se dispone de censos precisos. Según Martín & Lorenzo (2001), algunos de los enclaves de mayor importancia son los barrancos de Antigua, Esquinzo, de la Peña y de los Molinos, la zona de La Oliva y el macizo de Jandía. C.J. Palacios *et al.* (*in litt.*) consideran que en la actualidad esta isla alberga más de 100 pp., lo que puede indicar una situación estable o incluso una ligera tendencia a la alza. En fechas recientes se ha constatado su presencia en un total de 80 cuadrículas UTM de 5 × 5 km, lo que representa el 78,8% del total de retículos considerados (Lorenzo *et al.*, 2003b). Estos autores estiman de manera tentativa una población de 79-158 pp. Si bien es difícil evaluar su situación en el pasado, los comentarios de ornitólogos antiguos como Koenig (1890), que lo encontra-

ron en gran abundancia a finales del siglo XIX, hacen suponer que ha sufrido un cierto declive.

Gran Canaria. La única estima disponible procede de Nogales (1992a), quién considera que hay unas 150 pp., basándose en la observación de un total de 162 aves. La situación actual, sin embargo, es bien diferente, ya que se ha constatado un drástico descenso de efectivos, de forma que ha pasado a ser muy raro (Á. Moreno en Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.). Las únicas parejas detectadas en los últimos años se refugian en las zonas central y meridional, así como en el oeste de la isla (Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.), precisamente donde existen grandes barrancos y cantiles poco accesibles. Se ha constatado su presencia en un total de 13 cuadrículas UTM de 5 × 5 km, lo que representa el 15,3% del total de retículos de esa isla (Lorenzo *et al.*, 2002a). Estos autores, de forma orientativa, estiman su población en menos de 20-25 pp.

Tenerife. Su evolución es bien conocida desde la década de 1980. Martín (1987) estimó 70-80 pp. en el periodo 1980/84, cifra rebajada a principios de los noventa a menos de 20 pp. (E. Hernández en Blanco & González, 1992). A partir de ahí se realizaron diversos censos organizados por SEO/BirdLife, que arrojaron los siguientes resultados: 11-16 pp. en 1997 (Ramos, 1998), 9-12 en 1998 (Ramos *et al.*, 1998) y 6-7 (4 de ellas reproductoras) y 3 aves no reproductoras en 2001 (Barone *et al.*, 2001). Ello supone un porcentaje de reducción del 90-92,5%. Por otra parte, la distribución espacial ha disminuido de 70 cuadrículas UTM de 5 × 5 km en 1980/84 (Martín, 1987) a 21 en 2001 (Barone *et al.*, 2001). No obstante, hay que aclarar que en el último censo, en la mayor parte de los retículos la especie apareció como visitante, reproduciéndose con seguridad en sólo cuatro, de forma probable en uno y posiblemente en otro. En la actualidad, la población se localiza principalmente en los macizos de Teno (4 pp.) y Anaga (1-2), con parejas aisladas o aves solitarias en el norte (parte alta del valle de La Orotava) y el suroeste (Adeje-Guía de Isora), siendo probable su extinción a corto o medio plazo (Barone *et al.*, 2001). Según Mompó (1876) era muy común en la isla, sobre todo en el sur y en Las Cañadas, siendo catalogado como "muy perjudicial".

La Gomera. Es un ave relativamente común (Martín & Lorenzo, 2001). Nogales (1992 a) estimó su población en alrededor de 100 pp., teniendo en cuenta que pudo detectar 109 ejemplares en cuatro días de trabajo. Aún está presente en numerosas localidades de ambas vertientes, aunque resulta escaso en el interior del Parque Nacional de Garajonay (Martín & Lorenzo, 2001). Respecto a su situación en el pasado, destaca la información ofrecida por Cullen *et al.* (1952), quienes lo hallaron ampliamente distribuido a mediados del siglo XX.

El Hierro. La población fue estimada en 1987 en 99-120 pp. nidificantes (Nogales, 1992a). Con una densidad media de 35 pp./100 km², representa la concentración más alta en ambientes insulares y la segunda a nivel mundial (Nogales, 1994). El número de cuadrículas UTM de 2,5 × 2,5 km ocupadas por esta especie en el periodo 1986/87 fue de 39-40, es decir, gran parte de la superficie insular, con mayores concentraciones en los sectores de Las Playas, La Dehesa y la Fuga de Gorreta (Nogales, 1994). Es muy probable que durante la década de 1990 y principios de la presente hayan disminuido los efectivos, pero hacen falta datos precisos al respecto. Los comentarios de Meade-Waldo (1890) dejan claro que siempre fue muy común.

La Palma. Se estiman menos de 50 pp. nidificantes (Nogales, 1992 a), aunque hoy en día dicha cifra debe ser bastante más baja, y en fechas recientes sólo se ha detectado en 28 cuadrículas

UTM de 5 × 5 km, lo que representa el 63,6% del total de retículos estudiados (Lorenzo *et al.*, 2002b). Estos autores, de forma tentativa, estimaron sus efectivos en menos de 25-30 pp. En los últimos años se han observado aves en lugares como Juan Adalid, Puntagorda, Tifaraje, El Paso, Santa Cruz de La Palma, Barlovento y Los Sauces (Martín & Lorenzo, 2001), así como en la caldera de Taburiente y su entorno que, con un mínimo de 7 pp. (Delgado *et al.*, 1995), constituye su principal refugio actual. Resulta significativo el hecho de que Ludwigs & Wübbenhorst (2000) contactaran en muy contadas ocasiones con la especie durante casi tres meses de estancia en la isla (primaveras de 1998 y 1999).

Tendencia previsible. En función de los datos presentados, cabe inferir que la tendencia es claramente regresiva en todo el archipiélago. Su situación es especialmente crítica en Gran Canaria, Tenerife y La Palma, en las que se prevé su desaparición a corto-medio plazo. Sin embargo, Lanzarote y sus islotes, y en mayor medida Fuerteventura, La Gomera y El Hierro, mantienen aún poblaciones de relativa importancia.

ECOLOGÍA

Ocupa una gran diversidad de ambientes, desde la costa hasta la alta montaña, siendo más raro en el monte verde y pinar (Nogales, 1990; Martín & Lorenzo, 2001). Nidifica principalmente en acantilados costeros, paredes de barrancos y riscos interiores, aunque de forma ocasional puede utilizar especies arbóreas (Martín, 1987; Nogales, 1990; Martín & Lorenzo, 2001) e incluso torretas del tendido eléctrico (Martín & Lorenzo, 2001). Frecuenta los vertederos y las áreas recreativas, así como las zonas de concentración de ganado, donde suele haber disponibilidad de carroña, uno de sus principales recursos alimenticios (Martín & Lorenzo, 2001). A diferencia de los ambientes continentales, en el archipiélago se comporta como una especie eminentemente omnívora, de manera que en algunas islas predomina en su dieta la componente vegetal frente a la animal (Nogales & Hernández, 1994, 1997), lo que lo convierte en un importante dispersor de semillas de plantas vasculares, algunas de ellas endémicas de Canarias o la Macaronesia (Nogales *et al.*, 1999).

Sus desplazamientos son notables, sobre todo una vez finalizada la época de reproducción, momento en el que se aleja de sus territorios de cría varios km (Martín & Lorenzo, 2001). Nogales (1990) menciona el hallazgo de un joven a unos 11 km de su lugar de nacimiento. Sin embargo, no se ha confirmado aún si realiza desplazamientos interinsulares, a excepción de uno verificado hacia el Roque del Este (donde el Cuervo no nidifica) en agosto de 1976 (Martín & Lorenzo, 2001).

AMENAZAS

Reducción de los recursos tróficos. (1) La notoria disminución de la cabaña ganadera en casi todo el archipiélago (Nogales, 1992a) y su progresivo estabulamiento han acentuado su proceso de rarefacción. Al respecto, dicho autor expone que ésta se ha reducido entre un 21,6% (Tenerife) y un 75,5% (La Gomera) entre el siglo XIX y el año 1982, habiendo aumentado durante dicho periodo tan sólo en Gran Canaria (2,4%) y El Hierro (28,6%). Es importante indicar que los tres tipos principales de ganado (caprino, ovino y asnal), presentes en muchas ocasiones en estado semi-salvaje, aportan la gran mayoría de la carroña disponible para este

córido (Nogales, 1992a). También la progresiva desaparición de los vertederos incontrolados ha afectado sin duda a esta especie, tan aficionada a visitarlos durante gran parte del año (actualmente, sobre todo en Lanzarote, Fuerteventura, La Gomera y El Hierro). Por otra parte, debe señalarse la notoria disminución de los cultivos de cereales (trigo, cebada, centeno y maíz) en muchas zonas de las islas. Dichos cultivos debieron tener una cierta importancia en el pasado, a tenor de los comentarios de numerosos campesinos y de lo manifestado por autores como Mompo (1876).

Uso de raticidas y otros venenos. (1) Aunque apenas se dispone de datos precisos al respecto, se ha confirmado el uso intensivo de productos químicos de alta toxicidad para matar lagartos (*Gallotia* spp.) (Fossi *et al.*, 1995; Sánchez, 1999). Si tenemos en cuenta sus hábitos carroñeros y omnívoros (Cramp & Perrins, 1994; Nogales & Hernández, 1994 y 1997; Nogales *et al.*, 1999), y el hecho de que habitualmente consumen reptiles en todas las islas, resulta altamente probable que un buen número de cuervos mueran envenenados. Ésta ha podido ser la causa del fallecimiento de un ejemplar hallado en el suroeste de Tenerife en 1997 (Barone *et al.*, 2001). También la colocación de raticidas en los cultivos y sus inmediaciones debe afectarle, ya que en ocasiones el veneno es emplazado cerca de sus territorios de cría o alimentación, tal y como ha ocurrido en el macizo de Teno (Barone *et al.*, 2001). En Fuerteventura ha habido varios casos de muerte por envenenamiento en los últimos años, uno de ellos debido al uso de Aldicarb y Carbofurano (C.J. Palacios *et al.*, *in litt.*).

Caza furtiva y consumo de pollos. (2) En el pasado jugó un importante papel en la reducción de sus efectivos (Nogales, 1992 a y b), mientras que en la actualidad existen indicios de que ocasionalmente son abatidos algunos individuos. Por ejemplo, en Tenerife, de 4 ejemplares hallados muertos entre 1997 y 1999 en el suroeste y oeste de la isla, al menos dos pudieron haber sido abatidos por armas de fuego (Barone *et al.*, 2001). Además, debe tenerse en cuenta la tradición de consumir pollos en El Hierro, donde -en la zona de La Dehesa- se ha llegado a coleccionar un total de 120 aves en un sólo día a principios de los setenta (Nogales, 1992a). Estas prácticas han sido producto de la tradicional animadversión hacia la especie por parte de los habitantes de Canarias, que la han visto como una "plaga" o "alimaña".

Impacto con tendidos eléctricos. (1) Parece suponer un factor de gran significación en algunas islas. En La Gomera se han hallado al menos 9 aves muertas en el periodo 1990-2001 en una misma torreta en la zona de El Quebradón, en el parque del P. N. de Garajonay (Barone *et al.*, 2001), mientras que a raíz de sendos estudios sobre la incidencia de los tendidos eléctricos en la avifauna se localizaron 6 individuos muertos por esta causa en Lanzarote (Lorenzo *et al.*, 1998), y 2 en Fuerteventura (Lorenzo, 1995). En esta última isla, C. J. Palacios *et al.* (*in litt.*) han hallado otras 6 aves muertas por tendidos. En poblaciones pequeñas como las de Gran Canaria, Tenerife y La Palma, la incidencia de los tendidos eléctricos puede contribuir mucho a su rarefacción.

Uso de pesticidas en cultivos. (4)-(1) Se trata de una amenaza señalada por diversos autores (Martín *et al.*, 1990; Blanco & González, 1992; Nogales, 1992a), que, si bien no se conoce en qué medida le afecta, debió ser importante a mediados del siglo XX, cuando se combatieron las plagas de *Schistocerca gregaria* que asolaron las islas con grandes cantidades de insecticidas (Nogales, 1992 a). Si se tiene en cuenta que Canarias supera la media nacional en consumo de productos fitosanitarios y que se ha confirmado la presencia de DDE en huevos hueros y cáscaras de

huevos de Cernícalo Vulgar procedentes de cuatro localidades tinerfeñas (Mateo *et al.*, 2000), cabe suponer que el uso actual de productos químicos en la agricultura supone un factor a tener muy en cuenta. De cualquier forma, faltan estudios detallados al respecto.

Fragmentación y/o destrucción del hábitat. (2) Actividades como la construcción de urbanizaciones, vertido de residuos y escombros, apertura de carreteras y pistas y otros factores similares han contribuido a su desaparición de algunas zonas de las islas. Esto es patente sobre todo en las vertientes meridionales de Gran Canaria y Tenerife, donde aún se conservan algunos nidos junto a núcleos urbanos, los cuales debieron ser abandonados en la década de 1970 ó 1980. Lo mismo sucede, aunque en menor medida, en el norte de Tenerife (obs. pers.). Hoy en día, dicho factor juega un papel secundario.

Actividades deportivas en las áreas de cría. (4) El auge de los llamados “deportes de la naturaleza” (ala-delta, parapente, escalada, descenso de barrancos, etc.) en todas las islas, hace que puedan producirse molestias importantes a algunas parejas. Dicho problema puede llegar a ser grave en Tenerife, donde la población actual es muy baja y la moda de practicar dichos deportes no decrece, sino más bien todo lo contrario.

Competencia con gaviotas. (4) Es un factor de amenaza potencial (Ramos, 1998), que ha podido ser comprobado en El Hierro y La Gomera, donde en sendos vertederos fueron observadas interacciones agresivas entre ambas especies, con desventaja para los cuervos (M. Nogales, com. pers.; A. Martín, com. pers.). El espectacular aumento de las poblaciones de *Larus cachinnans* en todas las islas del archipiélago (Rodríguez Luengo, 1999), debe tener consecuencias negativas no sólo por la competencia alimenticia sino por la posibilidad de predación en los territorios de cría (Barone *et al.*, 2001).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Apenas se han tomado iniciativas concretas para la conservación de las poblaciones de Cuervo. Tan sólo destaca la labor de atención a aves accidentadas en los centros de recuperación de las islas, así como la realización de un estudio sobre la situación de la especie en Tenerife, encargado a SEO/BirdLife por la Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente del Go-

bierno de Canarias. Dicho organismo ha realizado recientemente algunos recuentos en ciertas islas. Además, se han llevado a cabo pequeñas iniciativas conservacionistas, tales como el aporte regular de restos orgánicos en la Reserva Natural Integral de Inagua o la minimización del impacto de un “punto negro” localizado en un tendido eléctrico en La Gomera. Como medida indirecta hay que añadir la protección de las áreas de mayor interés bajo la Ley de Espacios Naturales de Canarias, junto a la de Parques Nacionales. Por último, figura en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias con la categoría “Sensible a la alteración del hábitat” en toda Canarias excepto Lanzarote, donde está catalogada como “De interés especial”.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Modificar la categoría de protección a escala regional, ya que al menos las poblaciones de Gran Canaria, Tenerife y La Palma deben estar catalogadas como “En peligro de extinción” en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias (1).
- Desarrollar un Plan de Conservación para las poblaciones localizadas en Gran Canaria, Tenerife y La Palma (1).
- Llevar a cabo un estudio detallado de la incidencia de los tendidos eléctricos en la especie, con especial atención a la búsqueda de “puntos negros” y, en consecuencia, adoptar medidas que minimicen su impacto (2).
- Ejercer un mayor control sobre el uso del veneno para roedores, en especial en Gran Canaria, Tenerife y La Palma (2).
- Restablecer el cultivo de cereales (trigo y cebada) en zonas de tradición agrícola (3).
- Estudiar la viabilidad de instalar comederos artificiales en lugares concretos en los que su situación es más crítica (3).
- Desarrollar una campaña de educación ambiental, prestando especial atención a las poblaciones de Gran Canaria, Tenerife y La Palma (3).
- Controlar de forma estricta la práctica de deportes de aventura, sobre todo en los territorios de cría habituales y en las islas con escasos efectivos (3).
- Realizar un estudio detallado del estado de las poblaciones en el conjunto del archipiélago, con especial referencia a Gran Canaria y La Palma (5).

Pinzón Vulgar

Fringilla coelebs palmae

En Peligro; EN B1ab(i,ii,iii,v)+2ab(i,ii,iii,iv)

Autor: Juan Antonio Lorenzo

Aunque se trata de un ave forestal abundante y bien distribuida, el que únicamente se encuentre en la isla de La Palma hace que deban tenerse en cuenta algunas medidas de conservación, en especial relacionadas con su hábitat. Este endemismo ocupa un área cercana a los 300 km² donde en los últimos 15 años se han producido incendios, afectando a un porcentaje importante de extensión con pinar, y a distintos aprovechamientos forestales, en especial en áreas de monteverde.

DISTRIBUCIÓN

Endemismo del archipiélago canario que se restringe a la isla de La Palma. Al igual que ocurre con el Herrerillo Común, tradicionalmente se ha considerado como un ejemplo de diferenciación de la avifauna insular, contando con otras dos subespecies propias de las islas, en concreto de El Hierro (*F. c. ombriosa*) y del conjunto de La Gomera, Tenerife y Gran Canaria (*F. c. canariensis*).

Se trata de un elemento típico de los ambientes forestales, llegando a ser abundante en áreas recreativas de monteverde. También está presente en las formaciones de Pino Canario (*Pinus canariensis*). Martín & Lorenzo (2001) señalan su presencia en pinares mixtos e incluso en aquellos más secos de la mitad occidental, entre Tijarafe y Puntagorda, así como, de forma más notoria, en lugares concretos de la Reserva de Biosfera "El Canal y Los Tiles (San Andrés y Sauces). Por el sur alcanza los pinares de Fuencaiente y Mazo. Además, se encuentra en la Caldera de Taburiente, donde es citado por Cuyás Robinson (1971). En este lugar es común cerca de los senderos y de las áreas con mayor trasiego de visitantes.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

No hay estimas fiables sobre el tamaño de su población aunque es un ave común en los montes de la isla. De forma tentativa, a partir de la prospección de las cuadrículas UTM de 5 x 5 km, se ha obtenido un rango relativo de abundancia de 480-1.122 pp., el cual debe tomarse con precaución (Lorenzo *et al.*, 2002), ya que sus efectivos superan claramente dicho valor. Parece clara la necesidad de efectuar censos con una metodología adecuada para conocer con mayor rigor esta cifra.

Teniendo en cuenta el hábitat forestal que ocupa y su extensión en la isla, este endemismo ocuparía un área cercana a los 300 km², aunque, obviamente, con diferencias en cuanto a su densidad en función de las características del hábitat. De acuerdo con los resultados del atlas de las aves nidificantes en La Palma, el área de ocupación de este taxón sería de unos 700 km² (Lorenzo *et al.*, 2002).

Tendencia previsible. Es de suponer el mantenimiento de sus niveles poblacionales puesto que, a pesar de la ausencia de estudios específicos, no se han identificado factores limitantes salvo los que pudieran diezmar sus parámetros demográficos de manera significativa, tanto por causa estocástica (incendios, etc.) como por profundos y drásticos cambios en la línea actual de disminución de los aprovechamientos forestales (recogida de pinocha, obtención de varas, etc.). Además, no se han evaluado las incidencias de los depredadores naturales y muy especialmente de los introducidos, sobre todo de gatos y ratas, los cuales abundan en las formaciones de monteverde.

ECOLOGÍA

A pesar de existir escasa información exclusiva de esta subespecie, no parece diferir de las restantes del archipiélago en cuanto a los principales parámetros reproductores. Así, el periodo de nidificación abarca desde marzo hasta junio dependiendo de la altitud y la puesta es de 2-4 huevos, ubicando el nido preferiblemente en especies propias del monteverde, así como en pinos, cipreses, etc. (Bannerman, 1963; Martín & Lorenzo, 2001).

Fuera de la época de cría forma bandos y efectúa desplazamientos en el interior del bosque (Martín & Lorenzo, 2001). Estos autores también apuntan congregaciones de importancia en las áreas recreativas, así como movimientos altitudinales llegando al límite inferior del monte, pudiendo entonces detectarse efectivos en cultivos y en el cauce de los barrancos más húmedos del piso basal.

La dieta, apenas estudiada, se compone de frutos de los árboles del monteverde, piñones, e invertebrados, así como de restos y desperdicios en las zonas recreativas (Pérez Padrón, 1999; Martín & Lorenzo, 2001).

AMENAZAS

No se han identificado amenazas importantes salvo las señaladas previamente, referidas a la conservación del hábitat (incendios, aprovechamientos forestales) y la incidencia de depredadores introducidos.

Incendios forestales. (1) A título informativo, basta citar que en los últimos cinco grandes incendios no controlados acaecidos en La Palma entre 1988 y 1998 ardió unas 14.000 ha (una quinta parte de la isla), de las cuales la mayor parte corresponden a montes de Pino Canario (Höllerermann, 2001). Teniendo en cuenta que este pinzón únicamente habita en La Palma, la incidencia de este tipo de fenómenos es destacada.

Aprovechamientos forestales. (2) Todos los ambientes forestales de la isla sufren distintos aprovechamientos, y aunque no se ha valorado su posible incidencia sobre las poblaciones de pinzones comunes, es de suponer que en cierta medida se vean afectadas. La obtención de varas y horquetas para su empleo en la agricultura a partir de árboles de monteverde produce una importante alteración del hábitat. También la recogida de pinocha en los pinares podría afectarle dada su costumbre de obtener alimento en el suelo. Anecdóticamente, las labores de limpieza de pistas y caminos en previsión de incendios justo antes del verano ocasionan pérdidas de nidos, ya que coinciden con su periodo de cría, y es posible que también limiten sus recursos al obtener parte de su dieta en estos lugares.

Depredación por mamíferos introducidos. (4) No se conoce la magnitud del problema con la debida precisión. La costumbre de los pinzones de frecuentar las áreas recreativas acentúa la incidencia negativa de este tipo de depredadores, dado que en dichos lugares son particularmente abundantes las ratas y los gatos cimarrones. Los datos de depredación sobre los nidos de las palomas endémicas obtenidos en los ambientes forestales de La Palma (Martín *et al.*, 1998; Martín *et al.*, 2000) son claramente ilustrativos de la situación real.

Otras amenazas. (4) Hay datos de atropellos en carreteras que atraviesan ambientes forestales, así como de capturas para su mantenimiento en cautividad. Además, podría verse afectado por sustancias tóxicas (herbicidas, etc.) durante sus incursiones a áreas con cultivos.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En la actualidad, tanto el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias lo protegen bajo la figura "De interés especial". Sin embargo, hasta la fecha no se ha llevado cabo su correspondiente Plan de Manejo.

Aunque no se han efectuado medidas de conservación exclusivamente dirigidas a este endemismo, de forma indirecta se ha visto favorecido al protegerse gran parte de su hábitat por medio de la red de Espacios Naturales y de ZEPA (Martín Esquivel *et al.*, 1995; Viada, 1998). De esta forma, su área de distribución incluye el Parque Nacional de la Caldera de Taburiente, así como distintas reservas, parques y monumentos naturales, paisajes protegidos y sitios de interés científico. También las dos ZEPA existentes en esta isla recogen una parte importante de su hábitat.

Algunas actuaciones llevadas a cabo por el Gobierno Autónomo para la conservación de las palomas endémicas de Canarias bajo financiación europea por medio de los fondos Life, también han supuesto una mejora para este pinzón. Por ejemplo, y con relación a su hábitat, la realización de un estudio socioeconómico del aprovechamiento forestal del monte verde de La Palma (Martín *et al.*, 2000).

Por último, y también relacionado con su hábitat, mencionar que existe un borrador del Plan Forestal de La Palma elaborado por el Cabildo Insular.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaboración y publicación del Plan de Manejo de este endemismo, y cumplimiento de sus directrices (2).
- Cumplimiento de las directrices de los distintos instrumentos de planeamiento de los espacios naturales en cuanto a la conservación de su hábitat (2).
- Estudiar su éxito reproductor y la incidencia de los depredadores introducidos, así como la selección del hábitat (3).
- Efectuar un seguimiento periódico de su distribución y abundancia (4).

Pinzón Vulgar *Fringilla coelebs ombriosa*

En Peligro; EN B1ab(i,ii,iii,v)+2ab(i,ii,iii,iv)

Autor: Juan Antonio Lorenzo

Esta subespecie endémica, restringida a la isla de El Hierro, la menor de cuantas integran el archipiélago canario, se encuentra en peligro por la reducida superficie que ocupa y los problemas de conservación de los ambientes forestales que habita, los cuales se han visto afectados por sequías, distintos aprovechamientos e incendios, conociéndose que en los últimos 15 años se ha quemado cerca del 33% de su hábitat.

DISTRIBUCIÓN

Es una subespecie endémica de Canarias que esta presente sólo en la isla de El Hierro. Forma parte de uno de los interesantes casos de diferenciación insular existentes en el archipiélago canario, al igual que ocurre con *Parus caeruleus*. En este caso, aparte de la forma propia de El Hierro, hay otras dos subespecies endémicas, en concreto de La Palma (*F. c. palmae*) y del conjunto de La Gomera, Tenerife y Gran Canaria (*F. c. canariensis*).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

No se conocen estimas de su población, si bien se trata de un elemento común en las comunidades orníticas de los ambientes forestales de la isla, especialmente en las formaciones de monte verde, y en menor medida en los montes de *Pinus canariensis* y de repoblación.

De acuerdo con Martín & Lorenzo (2001), es un ave abundante y en verano se congrega de forma destacada en los escasos bebederos existentes en el conjunto de su areal: Hoya del Morcillo, Fuente de Mancáfete, Fuente de Tincos, El Salvador y cercanías de la Degollada Bailadero de las Brujas.

La extensión de montes de la isla, de unas 5.500 ha, coincidiría con la distribución de esta subespecie endémica, si bien hay que tener en cuenta la existencia de diferencias en su densidad atendiendo al tipo de vegetación. En este sentido, Valido *et al.* (1994)

obtuvieron una mayor densidad media de pinzones vulgares en el monte verde (9 aves/5 ha) que en los pinares (1,6 aves/5 ha).

Tendencia previsible. No se han identificado factores limitantes de su población, por lo que no se suponen cambios en sus niveles actuales de distribución y abundancia. No obstante, atendiendo a su distribución restringida a los ambientes forestales de una isla de unos 269 km² de extensión, hay que tener en consideración la repercusión de fenómenos estocásticos (incendios, sequías, etc.), así como la incidencia de los depredadores naturales y de forma especial de los introducidos, sobre todo de gatos y ratas, los cuales abundan en las formaciones de monte verde de la isla.

ECOLOGÍA

Al igual que ocurre con *F. c. palmae*, aunque hay escasa información referida a esta forma endémica, no parece diferir de las restantes en cuanto a los principales parámetros relacionados con su reproducción. A modo de resumen, cabe indicar que el periodo de nidificación abarca desde marzo hasta junio dependiendo de la altitud, y la puesta es de 2-4 huevos, ubicando el nido preferiblemente en especies propias del monte verde, así como en pinos, cipreses, etc. (Bannerman, 1963; Martín & Lorenzo, 2001).

Tal y como señalan Martín & Lorenzo (2001), fuera de la época de cría forma bandos y efectúa desplazamientos en el interior del bosque, indicando en el caso de *F. c. ombriosa*, importantes congregaciones (40-50 individuos) en los escasos bebederos exis-

tentes en los montes de la isla. Estos autores también señalan grupos de importancia en las áreas recreativas, así como movimientos altitudinales llegando al límite inferior del monte, pudiendo entonces ser vistos incluso en cultivos.

Aparte de los valores cuantitativos ya señalados, Valido *et al.* (1994) encuentran mayor actividad alimenticia de este pinzón en el follaje de los pinares y en el suelo del monteverde, así como relaciones directas entre las diferencias en las tasas de ingestión de alimento entre hábitats y sustratos y también con las diferencias en la disponibilidad de alimento y tamaño de las presas. A pesar de que apenas se ha estudiado su dieta, se compone de frutos de los árboles del monteverde, piñones e invertebrados, así como de restos y desperdicios que obtiene en las zonas recreativas (Pérez Padrón, 1999; Martín & Lorenzo, 2001).

AMENAZAS

No se han identificado amenazas importantes, salvo las mencionadas anteriormente con relación al hábitat (incendios, sequías, etc.) y la incidencia de depredadores introducidos. Además, los aprovechamientos forestales llevados a cabo de forma intensiva en el pasado han disminuido sobre todo en áreas de monteverde, mientras que en el pinar todavía podrían afectarle.

Incendios forestales. En los últimos dos grandes incendios no controlados que han tenido lugar en El Hierro entre 1988 y 1998 se quemaron unas 1.850 ha (Höllermann, 2001). Teniendo en cuenta que este pinzón únicamente habita en esta isla, la incidencia de este tipo de fenómenos puede llegar a ser muy importante.

Sequías. La isla cuenta con el triste bagaje de ser la que tradicionalmente ha contado con menor cantidad y calidad del agua, y aparte de la escasa cantidad de lluvias, no existe en ella ningún caudal permanente (Soler Licerias & Hernández Andréu, 2001). La combinación de episodios de sequía con incendios en los meses estivales puede resultar especialmente impactante para esta subespecie. En este sentido, Martín & Lorenzo (2001), mencionan que en dicha época veraniega se congrega de forma destacada en los escasos bebederos existentes en el conjunto de su distribución.

Aprovechamientos forestales. Si bien los ambientes forestales de la isla sufren distintos tipos de aprovechamientos, y a pesar de que no se ha valorado su posible incidencia sobre las poblaciones de pinzones vulgares, es de suponer que en cierta medida se vean afectadas. En el monteverde, tanto la obtención de leña como la de varas y horquetas para su empleo en la agricultura se ha reducido con relación al pasado. No obstante, todavía en algunas zonas se aprecian importantes afecciones, siendo destacable también la existencia de ganado (ovejas y cabras) en el interior del monte. En cuanto al pinar, la recogida de pinocha es la actividad potencialmente más impactante para el pinzón, dada su costumbre de obtener alimento en el suelo. Por último, y de forma anecdótica, las actuaciones de limpieza de pistas y caminos en previsión de incendios justo antes del verano ocasionan pérdidas de nidos, ya que coinciden con su periodo de cría, y es posible que también limiten sus recursos al obtener parte de su dieta en estos lugares.

Depredación por mamíferos introducidos. La costumbre de los pinzones de frecuentar las áreas recreativas, y muy especialmente los escasos bebederos existentes en los montes de la isla, acentúa la incidencia negativa de este tipo de depredadores dado que en dichos lugares son particularmente abundantes las ratas y los gatos cimarrones. En este sentido, los datos de depredación sobre los nidos de las palomas endémicas obtenidos en los ambientes forestales de las islas por Martín *et al.* (2000) son ilustrativos de la situación real. Aunque no se conoce la magnitud del problema con la debida precisión, en el monteverde de El Hierro se constató la presencia de gatos en el 28,1% del total de cuadrículas visitadas (Martín *et al.*, 1999). En una revisión de la dieta de este felino en distintos ambientes del archipiélago, las aves aparecieron con mayor frecuencia en los bosques (Nogales & Medina, 1996).

Otras amenazas. De forma puntual, se tiene constancia de capturas para su mantenimiento en cautividad y de atropellos en carreteras forestales. Además, durante sus incursiones a los cultivos cercanos al monte podría verse afectado por sustancias tóxicas (herbicidas, etc.).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Está catalogado “De interés especial” tanto en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias. No obstante, hasta la fecha no se ha llevado cabo su correspondiente Plan de Manejo.

A pesar de que no se han efectuado medidas de conservación exclusivamente dirigidas a este endemismo, de forma indirecta se ha visto favorecido al protegerse gran parte de su hábitat por medio de la red de Espacios Naturales y de ZEPA (Martín Esquivel *et al.*, 1995; Viada, 1998). De esta forma, su área de distribución incluye distintas reservas, un parque natural y dos paisajes protegidos. También las tres ZEPA existentes en esta isla recogen una parte importante de su hábitat.

Algunas actuaciones llevadas a cabo con las palomas endémicas de Canarias por el Gobierno Autónomo bajo financiación europea por medio de los fondos Life (Martín *et al.*, 2000), han supuesto una contribución al mejor conocimiento y conservación del hábitat de este endemismo.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaboración y publicación del Plan de Manejo de este endemismo y cumplimiento de sus directrices.
- Cumplimiento de las directrices de los distintos instrumentos de planeamiento de los espacios naturales en cuanto a la conservación de su hábitat.
- Estudiar su éxito reproductor y la incidencia de los depredadores introducidos.
- Estudiar la viabilidad de construcción de nuevos bebederos, así como adecuar y garantizar el mantenimiento de los ya existentes.
- Efectuar un seguimiento de su distribución y abundancia de forma periódica.

Pinzón Azul de Gran Canaria

Fringilla teydea polatzeki

En Peligro Crítico; CR B1ab(ii,v); C2a(ii)

Autores: Felipe Rodríguez y Ángel Moreno

El Pinzón Azul de Gran Canaria, endémico de Canarias, se encuentra restringido a dos masas boscosas de pinar, una de las cuales, con una superficie de unas 3.700 ha, alberga más del 95% de su población global, la cual no supera los 250 ejemplares. La destrucción del hábitat y la colecta de ejemplares fueron las causas que han llevado a este taxón a su situación de amenaza. Actualmente los altos riesgos de extinción vienen dados por el reducido tamaño poblacional y su extrema localización.

DISTRIBUCIÓN

La subespecie grancanaria es conocida desde su descubrimiento en 1905 sólo en una localidad de la isla, los pinares de Inagua, Ojeda y Pajonales (Hartert, 1905a; Polatzek, 1908, 1909; von Thanner, 1910; Bannerman, 1912; Volsøe, 1951), hasta que Hemmingsen (1958) lo encuentra nidificando en el Pinar de Tamadaba. Dicha distribución se mantiene en la actualidad a pesar de que Grimmett & Jones (1989) lo citan como especie nidificante en los pinares de Tauro y de Tirajana, aunque esto no se ha podido confirmar recientemente, pudiendo tratarse de un error.

Algunos autores citaron al Pinzón Azul en localidades atípicas, siendo algunas de ellas poco fiables. Así, W. Serle observó una pareja en Teror, localidad de las medianías al norte de Gran Canaria, en una zona poblada con castaños (*vide* Bannerman, 1963) y Trotter (1970) lo cita en Lanzarote, considerándose éste un registro poco veraz.

En la actualidad la población está repartida en sólo dos núcleos. El más importante, que alberga a la práctica totalidad de los ejemplares, está en el sector sudoccidental de la isla, en Inagua, Ojeda y Pajonales, el otro núcleo se encuentra en Tamadaba, al noroeste de la isla, presuponiéndose la existencia de algunas parejas nidificantes (Moreno, 1991).

Existen algunas citas de ejemplares, probablemente en dispersión, fuera de los límites de los pinares en donde actualmente está distribuida la especie. Se trata de las observaciones de un ejemplar macho en un pequeño reducto de pinar cercano a Soria (O. Trujillo, com. pers.), y la de otro individuo en el borde de los pinares de Llanos de la Pez y Pargana, en la cumbre central de la isla (M. González, com. pers.).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Las estimaciones sobre la abundancia del Pinzón Azul de Gran Canaria previas a la década de los 80 están basadas en apreciaciones personales de los diferentes ornitólogos que han visitado la isla. Los primeros datos cuantitativos sobre su abundancia proceden de estudios acerca de la comunidad ornítica de Inagua, Ojeda y Pajonales realizados en dicha década. Díaz (1982) establece una densidad relativa de 1 ave/10 ha en estos pinares y Nogales (1985) en un estudio más amplio del mismo lugar, obtuvo una frecuencia de aparición del 40,5% utilizando estaciones de escucha como

unidad de muestreo, destacando el bajo número de ejemplares registrados.

El seguimiento de la población en Inagua, Ojeda y Pajonales mediante la realización de censos sistemáticos con carácter anual no se realiza hasta fechas relativamente recientes. Ello ha permitido obtener una serie temporal de la abundancia de pinzones azules en estos pinares desde 1991 hasta 2002 (Moreno, 1991; Rodríguez y Moreno, 1993; Moreno y Rodríguez, 1994; Rodríguez *et al.*, 1996, 1997, 2001 y 2003).

La densidad de pinzones ha oscilado a lo largo de estos años entre un margen muy estrecho de valores, observándose claramente cómo la población ha tenido una evolución negativa durante los primeros años de seguimiento hasta lograr una cierta tendencia ascendente, si bien ha ido sufriendo fluctuaciones anuales debido probablemente a variaciones ambientales. El valor máximo de densidad corresponde al 2000 (1,18 aves/10 ha) mientras que en el 1994 alcanzó el mínimo (0,52). El promedio de aves por 10 ha para los once años censados es de 0,83. Estos valores, obtenidos en la mejor área de distribución de la subespecie, son extremadamente bajos, teniendo en cuenta que Carrascal (1987) estimó una abundancia de 2,72 aves/10 ha en pinares de repoblación del norte de Tenerife (datos para *F. t. teydea*). Las estimas acerca del tamaño poblacional de esta subespecie se han basado en la extrapolación de los valores de densidad a una superficie de 3.000 ha de pinar idóneo, dando como resultado una media de unos 250 individuos, habiendo oscilado la población entre 121 y 339 ejemplares de media. No obstante, estas estimas han de tomarse con cierta cautela dado que los pinares de Inagua, Ojeda y Pajonales no constituyen un hábitat homogéneo, pudiendo presentarse variaciones de la abundancia dentro del propio monte y una distribución muy dispersa dentro del mismo, dando como resultado un tamaño de población inferior al estimado. En cualquier caso, actualmente la población de Pinzón Azul en estos pinares se puede considerar estable aunque reducida, no estando exenta de riesgos que pudieran hacerla disminuir considerablemente, incluso a unos niveles muy bajos.

En cuanto a la población de Tamadaba, no existen datos cuantitativos aunque la frecuencia de observaciones ha descendido desde finales de los ochenta hasta la actualidad, contándose tan sólo con algunas observaciones puntuales, siendo la última la de un ejemplar en noviembre de 1995 (M. González, com. pers.). No obstante es posible que estos pinares aún alberguen unas pocas parejas dispersas.

ECOLOGÍA

Su hábitat esencial está constituido por montes de Pino Canario, estando la biología de la misma muy ligada a ellos. No obstante, realiza incursiones puntuales a otros hábitats limítrofes. Además, parece tener ciertas preferencias por aquellas zonas de pinar con un sotobosque de escobones de cierto desarrollo al suponer éstos una fuente importante de invertebrados, sobre todo durante la reproducción (Martín, 1979).

Un estudio reciente acerca de la selección del hábitat de nidificación (Rodríguez *et al.*, 1996, 1997) revela que éste se caracteriza por pinares maduros donde el estrato arbóreo presenta un mayor crecimiento y una mayor densidad de pinos altos con copas desarrolladas tanto en altura como en cobertura, mientras que un estrato arbustivo de escobones no supone un rasgo determinante para su elección, si bien contribuye con una mayor disponibilidad de recursos tróficos. La alimentación está basada fundamentalmente en semillas de Pino Canario y en invertebrados. Éstos últimos son particularmente importantes durante la reproducción al ser el principal componente de la dieta de los pollos, siendo también un recurso explotado durante todo el año. La reproducción tiene lugar principalmente entre los meses de mayo y junio, comenzando en abril y pudiéndose prolongar hasta comienzos de agosto. La puesta está constituida por tan sólo dos huevos, siendo el éxito reproductor de una media de 1.25 pollos por pareja (Rodríguez y Moreno, 2001).

Hay pocos datos acerca de sus movimientos, habiéndose confirmado desplazamientos de dispersión juvenil de hasta 5 km. No obstante, estas distancias parecen ser aún mayores, lo que permitiría la recolonización de nuevos pinares relativamente cercanos.

AMENAZAS

Los factores causales de la disminución de la población de pinzones azules en Gran Canaria en épocas pasadas son fundamentalmente la destrucción del hábitat y la captura de ejemplares con destino a los museos de historia natural.

El auge de determinadas actividades económicas desarrolladas en la isla durante siglos (tales como la ganadería, industrias derivadas del sector agrario, la ingeniería naval, la construcción, etc.) fue la principal causa de la disminución y la fragmentación de los extensos bosques de pinos que poblaban la isla y constituían su hábitat esencial. Desde que comenzó la explotación de los pinares en Gran Canaria hasta los años 20, la superficie de aquellos se redujo en un 62% (Pérez de Paz *et al.*, 1994) continuando su regresión en décadas posteriores. Según Bañares (1988) los pinares de esta isla se vieron mermados en más de un 80% con respecto a su superficie potencial.

En los años posteriores al descubrimiento de la subespecie grancanaria, la captura de cerca de un centenar de ejemplares por parte de varios naturalistas de principios del siglo XX con destino a las colecciones de los museos de historia natural europeos, merizó de manera importante la única población conocida entonces, destacando la captura de 76 ejemplares realizada por Rudolph von Thanner en 1909 en un periodo de tiempo muy corto (tan sólo cuatro meses: enero-abril).

Por otro lado, la utilización en 1953 de insecticidas para combatir una plaga de langosta (*Schirtoerca gregaria*) presente en estos pinares, tuvo que haber incidido de una forma u otra sobre la población de Pinzón Azul. Martín *et al.* (1990) citan que la recogida

de semillas de *Pinus canariensis* para las repoblaciones influyeron negativamente, y Bannerman (1963) menciona que la escasez de recursos hídricos durante los meses estivales contribuyó también a su rarefacción.

Incendios forestales. (1) En la actualidad la escasa extensión del área de distribución actual, la profusa fragmentación forestal en Gran Canaria y el reducido tamaño poblacional, son factores de amenaza para el mantenimiento futuro de las poblaciones a corto-medio plazo. Los actuales riesgos de extinción derivados de una posible catástrofe como los incendios forestales, se están viendo incrementados por el aumento de visitantes de manera descontrolada a la principal área de distribución, la Reserva Natural Integral de Inagua (ver Heredia *et al.*, 1996) en donde se concentra más del 95% de la población global de esta subespecie.

Efectos demográficos y genéticos estocásticos. (1) A pesar de que los estudios genéticos realizados (Pestano *et al.*, 2000) muestran sorprendentemente una mayor variabilidad genética en *F. t. polatzeki* frente a la nominal de Tenerife, mucho más numerosa, no se descarta que la fijación de mutaciones perniciosas pueda afectar a la supervivencia de una población tan reducida como la de Gran Canaria.

Depredación. (3) Tanto por depredadores naturales (*Dendrocopos major*, *Accipiter nisus* y *Asio otus*) como foráneos (principalmente *Felis catus*) puede constituir un factor de riesgo si la población actual se ve reducida.

Tratamientos silvícolas. (3) Otro de los factores de incidencia negativa observado es la práctica de ciertas actuaciones silvícolas que puntualmente merman la calidad del hábitat y causan molestias, tales como la recolecta de semillas de pino, la creación de fajas auxiliares y la realización de claras, que se realizan sin criterios que tengan en cuenta los requerimientos ecológicos de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Dada la extremada rareza de esta subespecie endémica y su situación crítica, la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias inició en 1991 un programa específico de conservación. El mismo recibió apoyo financiero de la Unión Europea a través de dos proyectos LIFE, uno en el bienio 1995-1996 y otro desde 1999 hasta el 2002, siendo además una de las especies que cuentan con un Plan de Acción comunitario (Heredia *et al.*, 1996). El objetivo del programa de conservación es el incremento en número y rango de distribución de sus poblaciones. Las líneas de actuación se han centrado en el seguimiento continuado de las poblaciones, en la realización de estudios básicos acerca de la biología y ecología (reproducción, selección de hábitat, demografía, genética etc.) y sobre los factores de incidencia negativa como la depredación. En cuanto a las actuaciones de conservación *in situ*, se han instalado bebederos artificiales, se ha continuado con la política de repoblaciones forestales -aunque ésta no ha estado del todo dirigida hacia la recuperación de la especie-, y se han iniciado programas de control de depredadores foráneos. Paralelamente a estos trabajos se comenzó a implementar un programa de cría en cautividad para la producción de ejemplares con la finalidad de formar nuevos núcleos poblacionales, que inicialmente no ha dado los resultados esperados. También se ha desarrollado una campaña de información y sensibilización mediante la edición de diverso material divulgativo.

En cuanto a las medidas legales, esta subespecie se ha visto favorecida por su inclusión tanto en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias, en la máxima categoría de protección, “En peligro de extinción”, habiéndose elaborado su Plan de Recuperación (Rodríguez y Moreno, 2001). La totalidad del hábitat se encuentra englobado en alguna de las figuras de protección de la Red Canaria de ENP, siendo además ZEPA.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Las líneas de actuación a seguir para la recuperación de esta subespecie amenazada de extinción, además de continuar con el seguimiento de las poblaciones, deben incluir la protección efectiva y mejora del hábitat así como por la formación de nuevos núcleos que permitan reducir los actuales riesgos de extinción. Para ello se propone la ejecución de las siguientes acciones:

- Continuar con el seguimiento de las poblaciones silvestres empleando la misma metodología utilizada hasta la fecha, de tal manera que los resultados obtenidos puedan ser comparables (5).
- Incrementar la supervivencia de ejemplares mediante la adecuación y mantenimiento de bebederos artificiales y el desarrollo de programas de control de depredadores en tanto éstos supongan una amenaza para la especie (5).
- Publicar en el Boletín Oficial de Canarias el Plan de Recuperación del Pinzón Azul de Gran Canaria para dar una adecuada

cobertura legal a la conservación y recuperación de esta subespecie y su hábitat (1).

- Restringir los usos y el acceso de personas a la principal área de distribución actual, los pinares de Inagua, Ojeda y Pajonales, en tanto los riesgos de extinción no se vean reducidos en al menos un 50% (1).
- Reorientar el programa de cría en cautividad hacia la duplicación de puestas en estado silvestre, incubación artificial y cría de pollos de cara a obtener un número suficiente de ejemplares para su liberación en el medio (1).
- Iniciar cuanto antes la formación de nuevos núcleos de población mediante el reforzamiento de la población de Tamadaba y la reintroducción de ejemplares en otros pinares (2).
- Mejora de las masas boscosas de pinar atendiendo a los requerimientos ecológicos de la especie (3).

Se ha dado cierta importancia a la necesidad de llevar a cabo la recuperación del hábitat del Pinzón Azul mediante la reforestación de grandes extensiones con Pino Canario (Tucker & Heath, 1994; Heredia *et al.*, 1996; Martín & Lorenzo, 2001). Sin embargo, y a pesar de que esta actuación es necesaria para el mantenimiento futuro y a largo plazo de esta subespecie, los actuales riesgos de extinción y el hecho de que en la actualidad cerca del 80% de la superficie actual de pinar en Gran Canaria se encuentre vacante, recomiendan priorizar los esfuerzos de recuperación hacia la formación de nuevos núcleos de población disyuntos, y a la protección de las poblaciones actuales.

Pinzón Azul de Tenerife *Fringilla teydea teydea*

Vulnerable; VU D2

Autores: Felipe Rodríguez y Ángel Moreno

El Pinzón Azul de Tenerife, endémico de Canarias y concretamente de Tenerife, se encuentra ampliamente distribuido por toda la corona forestal de la isla, estimándose su población en más de 1.000 parejas reproductoras. A pesar de tratarse de un taxón con una distribución restringida a los pinares de una isla, no cuenta con amenazas que puedan poner en grave riesgo su población en un corto periodo de tiempo. Sin embargo, el hecho de que se encuentre confinado a una sola localidad hace que se califique como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

Exclusiva de Tenerife, ocupa la mayor parte de los pinares entre los 1.000 y 2.000 m de altitud, habiéndose observado también en cotas más bajas. Tan sólo existe una discontinuidad en su distribución, en los altos de El Escobonal y Fasnía (Martín, 1987). Está presente en pinares, tanto naturales como de repoblación, de *Pinus canariensis* así como en áreas repobladas con *Pinus radiata*, pudiéndose observar en ocasiones en formaciones mixtas con elementos propios de la laurisilva (Martín & Lorenzo, 2001) e incluso en zonas fuera de los límites del pinar (A. Martín, com. pers.). Naurois (1986) lo cita nidificando en Anaga, en bosques de laurisilva, debiendo de tratarse de una confusión con *F. coelebs*. Su rango de distribución se ha visto incrementado con respecto al pasa-

do gracias a las repoblaciones realizadas en los años 40, las cuales aumentaron la superficie del pinar. Martín (1987) lo encuentra en el 26,3% de las cuadrículas de 5 × 5 km de la isla mientras que Martín & Lorenzo (2001) lo registran en el 28,1% de los retículos. Estos datos contrastan con los dados para la subespecie *F. t. polatzeki* en Gran Canaria, en donde la especie está presente en el 7,4% de las cuadrículas de 5 × 5 km (ver mapa de distribución en Martín & Lorenzo, 2001).

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

No existen datos precisos acerca del tamaño de la población, tan sólo Tucker & Heath (1994) dan la cifra de 1.000-1.500 pp. para el

conjunto de ambas poblaciones (Gran Canaria y Tenerife) correspondiendo la mayor parte de esta estimación a Tenerife. Por otro lado, BirdLife International (2000) da un tamaño de población para esta última isla de 900-1.370 pp., desconociéndose la fuente original y la precisión de los datos. Sobre su abundancia, Carrascal (1987) estima una densidad de 2,72 aves/10 ha en pinares de repoblación de *Pinus canariensis* del norte de Tenerife. Según Martín & Lorenzo (2001) en la actualidad es probable que sea más abundante que en el pasado, dado el aumento del pinar con respecto a su superficie potencial, habiendo incluso incrementado en los últimos años su rango de distribución. La tendencia de las poblaciones parece ser positiva.

ECOLOGÍA

El hábitat esencial de esta especie está constituido por bosques de Pino Canario, estando la biología de la misma muy ligada a ellos, pudiendo no obstante, realizar incursiones puntuales a otros hábitats limítrofes. Según Martín (1979) la especie parece tener ciertas preferencias por aquellas zonas de pinar con un sotobosque de escobones, no obstante Carrascal (1987) observa que *Fringilla teydea* muestra preferencias por áreas de pinar con menor cobertura del estrato arbustivo, al igual que ocurre en Gran Canaria (Rodríguez *et al.*, 1997).

La alimentación está basada fundamentalmente en semillas de Pino Canario y en invertebrados. Estos últimos son particularmente importantes durante la reproducción. Se trata de un reproductor tardío, teniendo lugar la mayor parte de las puestas durante la primera quincena de junio (Martín, 1987). La puesta está constituida por dos huevos, aunque se han registrado casos de un solo huevo (Bannerman, 1963). Los nidos son construidos en los pinos a alturas variables, existiendo algunos datos de nidificación en árboles propios de la laurisilva.

Los escasos datos existentes acerca de los movimientos de la especie se limitan a desplazamientos de dispersión juvenil hasta

de 3 km (Martín *et al.*, 1984) aunque probablemente sean mayores dada la expansión que ha tenido la especie.

AMENAZAS

En el pasado las amenazas principales fueron la destrucción del hábitat y la colecta de ejemplares (Collar & Stuart, 1985). En la actualidad la única amenaza que ha sido citada es el comercio ilegal existente con algunos países europeos: Italia, Bélgica y Alemania (Heredia *et al.*, 1996). Localmente, los efectos devastadores de los últimos grandes incendios ocurridos en la isla han podido afectar negativamente a la población. No obstante, la importancia de estas amenazas se considera baja.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

No ha habido iniciativas concretas de conservación para el Pinzón Azul en Tenerife. Tan sólo se ha visto beneficiado por la inclusión de gran parte de su hábitat en la Red Canaria de ENP. Recientemente también se le ha cambiado la categoría de amenaza en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, pasando de la categoría “De interés especial” a la de “Vulnerable”.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Erradicar la captura y el comercio ilegal existentes (3).
- Iniciar una campaña divulgativa para evitar que la especie siga siendo capturada y utilizada como ave de adorno (3).
- Llevar a cabo un censo detallado de las poblaciones de esta subespecie por toda su área de distribución (2).

Camachuelo Trompetero

Bucanetes githagineus zedlitzi

Casi Amenazado; NT [VU D1]

Autores: Juan Manrique Rodríguez, Gustavo Ballesteros Peregrín y Germán López Iborra

La subespecie de Camachuelo Trompetero presente en la península Ibérica tiene una población estimada de 300-500 parejas. La carencia de estudios previos detallados impide valorar con exactitud la evolución de la especie en las últimas décadas. Las mayores amenazas provienen de la caza ilegal, la destrucción del hábitat y de la predación. Aunque por su tamaño poblacional la subespecie zedlitzi del Camachuelo Trompetero podría calificarse como Vulnerable es necesario bajarle un nivel ya que la gran población del norte de África que en la actualidad está en expansión puede ejercer un efecto rescate. Por todo ello la especie debe considerarse como Casi Amenazada.

DISTRIBUCIÓN

Norte de África, desde Mauritania y Magreb, Libia hasta el norte de Egipto, península del Sinaí, Arabia Saudí, hacia el norte hasta Tur-

quía. Fuera del Paleártico occidental, se extiende poco más al sur (en África) y hacia el este hasta el centro de Paquistán (Snow & Perrins, 1998). Canarias cuenta con la subespecie *amantum* (véase en este volumen). También en el sureste ibérico (véase a continuación).

España. Se extiende de forma fragmentada por el sureste ibérico (provincias de Almería, Murcia y Alicante).

En Almería se ha expandido hacia el norte a partir de los núcleos previos de Tabernas, sierra Alhamilla y sierra del cabo de Gata, ocupando recientemente, y de forma muy fragmentada, la sierra de Almagro y algunos otros al norte de Huércal-Overa (áreas limítrofes con Murcia).

En Murcia se han identificado tres núcleos principales de presencia reproductora en algunas sierras litorales. Las principales poblaciones se sitúan en la sierra de la Fausilla-Calblanque, La Muela-Cabo Tiñoso-Roldán y Cabo Cope; también está presente en época de cría en la sierra de la Almenara y Lomo de Bas, si bien la información disponible es insuficiente para estimar el ámbito geográfico y los tamaños poblacionales.

En Alicante se reproduce en dos zonas que presentan hábitats similares: el sur de la sierra de Crevilente y la red de barrancos asociada a la confluencia de los ríos Montnegre y Torremanzanas.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

La población actual estimada es de 300-500 pp. para el conjunto peninsular (Martí & Del Moral, 2003) La carencia de estudios previos detallados impide valorar con exactitud la evolución de la especie en las últimas décadas.

Las citas que se tienen desde el último tercio del siglo XIX hasta finales del segundo tercio del siglo XX se refieren a individuos vistos o capturados en Andalucía: en Málaga, Arévalo & Baca (1887), Jourdain (1936, 37), Irby (según Jourdain, 1936) habla de varios individuos capturados entre 1875 y 1877; en Cádiz, Hidalgo (1961, 1965) habla de capturas en el mes de abril). Las referencias a Almería se inician con Cano (1968), que menciona la importancia de la invernada en el litoral y siguen: a) George (1969), que citan la presencia invernal en áreas de actual nidificación en 1963 y 1968; b) Dorka *et al.*, (1970) y Cano & König (1971) citan la presencia de la especie en periodo reproductor, y García (1972) proporciona los primeros datos sobre nidificación cierta.

En la década de los ochenta y noventa, se confirma la presencia en época no reproductora en Málaga (Garrido & Alba, 1985; Cazorla & Peregrina, 1993) y Valencia (Matilla, 1994); se comprueba la reproducción en Murcia (Castanedo *et al.*, 1987, 1988, 1989; Sánchez *et al.*, 1991); se proporcionan los primeros datos sobre su distribución en Almería (Manrique, 1997), sureste ibérico (Purroy, 1997) y se hace una primera estimación sobre la población peninsular situándola entre 100-300 pp., indicándose que se encuentra en expansión (refiriéndose al periodo 1970-1990) (Purroy *et al.*, 1997).

En Alicante se detecta la reproducción de la especie en el año 2000, pero la abundancia de nidos viejos en las dos áreas donde cría sugiere que la especie estaba ya presente desde varios años antes. Probablemente la colonización de esta provincia se produjo a mediados de los noventa.

En la Región de Murcia se estima un mínimo de 45 pp., sin incluir la población en el núcleo situado en la sierra de la Carrasquilla-Almenara-Lomo de Bas, de tamaño desconocido. Por otro lado, no existe información sobre tendencias poblacionales de estos últimos años.

La comparación de la información citada con los datos obtenidos en la elaboración del nuevo atlas de aves reproductoras (Martí & Del Moral, 2003) pone de manifiesto la existencia de una

expansión clara en el sureste ibérico, con nuevas localidades de cría en Almería, Murcia y, por primera vez, en Alicante.

La tendencia previsible de esta especie en la Península es de ligera expansión y crecimiento, si se disminuyen las amenazas que se citan (véase apartado de Amenazas).

ECOLOGÍA

Durante el periodo reproductor, su distribución en la península Ibérica se ajusta al Termomediterráneo árido y semiárido, apareciendo siempre en terrenos con un relieve muy quebrado a escala local, aunque a otra más amplia no existan fuertes diferencias de pendiente. Los lugares se caracterizan asimismo por poseer un tapiz vegetal de bajo porte, con escasez de estrato arbóreo, predominio de nanofanerófitos, y un apreciable porcentaje de suelo desnudo. Se cita con frecuencia la predilección de esta especie por el asentamiento en lugares próximos al agua; no obstante, no aparece en dichas referencias mención alguna a la magnitud de esta proximidad. Por datos propios inéditos puede asegurarse que, en algunos casos, esa distancia sobrepasa los dos kilómetros.

En la mayor parte del área de distribución conocida en la península, la especie muestra un cierto gregarismo durante la nidificación (Manrique, 1997; G. López Iborra, obs. pers.), de forma que es más frecuente encontrar cúmulos de nidos, que nidos aislados, siendo variables las distancias entre nidos pero oscilando entre los 30 y los 200 m (J. Manrique, obs. per.). El tamaño poblacional de los grupos y su situación en el areal son fluctuantes. Se desconoce qué factores son los que determinan en última instancia el tamaño y ubicación de estos agregados.

Concluido el periodo reproductor la fijación al área de cría disminuye apreciablemente de una forma rápida y comienzan desplazamientos de dispersión y nomadeo por parte de grupos familiares (o reunión de varios de éstos). La importancia de estos desplazamientos es desconocida, pero a tenor de la información existente sobre presencia no estival (Cazorla & Peregrina, 1993; Matilla, 1994) puede ser de gran alcance, a pesar de que las citas correspondan a individuos aislados. Otros dos hechos ponen de manifiesto la amplitud de decenas incluso centenares de kilómetros de estos desplazamientos postnupciales: a) en los últimos veranos se han anillado varias decenas de individuos en bebederos próximos a Baza (Granada) y b) en octubre de 2001 se observó en el delta del Ebro a un individuo anillado como pollo ese mismo año en Alicante.

Durante el invierno puede faltar en los lugares de nidificación y aparecen bandos de tamaño variable en áreas costeras (Cano, 1968; datos inéditos). Se trata de una especie algo dispersiva y nómada, con movimientos y cambios de distribución temporal, colonización de nuevas áreas, etc. (Snow & Perrins, 1998). Estos movimientos también se han dado (y seguramente siguen produciéndose), de aves procedentes del norte de África, p. eje.: numerosas aves invernantes en Almería en 1969 (Snow & Perrins, 1998).

AMENAZAS

Las amenazas principales a que está sometida la especie son:

Caza furtiva. En Almería, la práctica de caza furtiva con redes en bebederos a lo largo de verano y otoño está afectando negativamente a la especie de una forma que no se puede cuantifi-

car. En Murcia se han constatado capturas ilegales de la especie; también la cría en cautividad, si bien se desconoce la procedencia de los ejemplares. En Alicante también se sabe de las capturas de camachuelos trompeteros por los pajareros que cazan fringílidos con red de suelo. En consecuencia, la amenaza de la caza furtiva es general y afecta todo el área de distribución peninsular.

Pérdida de hábitat. La pérdida de hábitat de nidificación e invernada en áreas no protegidas tiene lugar en las tres provincias y se está produciendo por las vías siguientes: 1) incremento de cultivos (invernaderos en Almería y Murcia), 2) desarrollo urbano (Murcia y Alicante), 3) políticas de reforestación forestal (Almería) y 4) disminución de la disponibilidad de agua (entubación del río Montnegre en Alicante).

Predación. Existe una elevada tasa de depredación en nido (78%, Manrique, 1997, en Almería; 46% en Alicante, G. López y M. Martín, obs. pers.) que puede actuar sinérgicamente con las amenazas descritas y limitar e incluso invertir a medio plazo el proceso de expansión observado.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

En Almería, la mayor parte de su área de nidificación se encuentra en espacios protegidos (Parque Natural de cabo de Gata-Níjar, Paraje Natural de sierra Alhamilla, Paraje Natural del Subdesierto de Tabernas, LIC sierra de los Pinos-Aguilón y sierra de Almagro) por lo que las áreas de reproducción no parecen correr peligro de pérdida de hábitat (salvo en la sierra de Almagro). En la Región de Murcia parte de la población nidificante se encuentra dentro de espacios protegidos, la sierra de la Fausilla es ZEPA y son LIC las sierras de Cabo Cope, La Muela-Cabo Tiñoso, S.^a de La Fausilla y Calblanque, Monte de las Cenizas y Peña del Águila, si bien parte de las poblaciones se sitúan en los límites e incluso fuera de dichos LIC. En Alicante, la sierra de Crevilente está catalogada como LIC, mientras que la otra área de reproducción no tiene actualmente ninguna figura de protección. Más allá de esta protección genérica, hasta el momento, ninguna Administración Pública ha aplicado medida de conservación alguna encaminada a la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Con carácter general, se recomienda la prohibición, o control muy riguroso, de las capturas de fringílidos en todo el área de nidificación e invernada, asociado a una campaña informativa entre los practicantes de esta modalidad de caza sobre la prohibición de capturar esta especie.

En Almería

- Ampliación del Paraje Natural del Desierto de Tabernas hasta cubrir todo el areal de nidificación en la zona.
- Creación de un corredor ecológico que enlace los espacios protegidos de Tabernas, sierra Alhamilla y cabo de Gata.
- Limitar las repoblaciones forestales con especies arbóreas en las áreas de nidificación.

En Murcia

- Incluir en las ZEC aquellas poblaciones situadas en los límites exteriores de los LIC.
- Delimitar la magnitud y distribución de las poblaciones del Lomo de Bas y sierra de Almenara.
- (no incluimos en los textos estas recomendaciones sobre catálogos regionales ni nacional). Se adjunta un apéndice con los resultados de la evaluación (categorías de LR, Directiva, Catálogo nacional. Se recomendará de forma generalizada que cada CC.AA. revise los catálogos para reflejar de forma más adecuada la situación por CC.AA.

En Alicante

- Declaración como ZEPA de las áreas donde la especie nidifica en Alicante y paralización de los proyectos que afectan a estas áreas.

Camachuelo Trompetero

Bucanetes githagineus amantum

En Peligro; EN B1b(i,ii,iii,iv,v)c(iii,iv)

Autor: Rubén Barone

Esta subespecie, considerada endémica de Canarias, mantiene aún importantes poblaciones en Lanzarote, Fuerteventura y Gran Canaria, pero resulta escasa y se encuentra muy localizada en Tenerife y La Gomera. En particular, destaca el gran declive sufrido por las poblaciones tinerfeñas en las últimas décadas. La destrucción y fragmentación del hábitat ocurrida en épocas recientes (que tiende a acrecentarse en los próximos años), la captura para tenencia en cautividad y la depredación por mamíferos introducidos hacen que esta especie se catalogue como En Peligro.

DISTRIBUCIÓN

La subespecie *B. g. amantum* se considera endémica de Canarias (Bannerman, 1963; Martín, 1987; Martín & Lorenzo, 2001), aunque, según parece, se han capturado algunos individuos en el noroeste de África (Heim de Balsac & Mayaud, 1962).

Esta especie experimentó un proceso de expansión gradual desde las islas orientales a las occidentales, con origen en la cercana costa africana (Valverde, 1957). En la actualidad está presente como nidificante en Alegranza, La Graciosa, Lanzarote, Lobos, Fuerteventura, Gran Canaria, Tenerife y La Gomera (Martín, 1987; Martín & Lorenzo, 2001). Hay observaciones recientes en El Hierro (Martín, 1987; Martín & Lorenzo, 2001), que parecen indicar una nueva colonización de esta especie tan dada a realizar desplazamientos erráticos (Cramp & Perrins, 1994). Sin embargo, en los últimos años sus poblaciones tienden a reducirse, al menos en algunas islas, como Tenerife y Gran Canaria, donde está cada vez más localizado.

POBLACIÓN Y TENDENCIAS

Alegranza. Nidifica aunque es bastante escaso y está ausente en algunas épocas, por lo que debe realizar desplazamientos interinsulares (Martín & Nogales, 1993; Martín & Lorenzo, 2001). Parece criar sólo algunos años, probablemente los más lluviosos. En este sentido, Martín *et al.* (2002) tan sólo detectaron un ejemplar en abril de 2001, que fue atribuido a un probable migrante. Ya Bannerman (1914) citó su presencia aquí a principios del siglo XX.

Montaña Clara. Sólo ha sido observado de forma muy esporádica (F. Siverio, com. pers.) y aún no se tienen datos de su nidificación. Martín *et al.* (2002) no lo detectaron en sus visitas al islote.

La Graciosa. Sin ser abundante, se le observa con frecuencia por buena parte de la isla, sobre todo en las zonas sudoccidental (inmediaciones de montaña Amarilla), norte (cerca de Pedro Barba y la base de la montaña de Las Agujas) y oriental (Caleta del Sebo) (Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.), estando presente en un total de 29 cuadrículas UTM de 0,5 × 0,5 km (Martín *et al.*, 2002). Bannerman (1914) ya mencionó su presencia en esta isleta. A tenor de los escasos datos antiguos y de la información actual, no es posible afirmar si sus poblaciones han experimentado variaciones, pero todo parece indicar que al menos no han sufrido una notoria reducción de efectivos.

Lanzarote. Su distribución actual sigue abarcando la mayor parte de la isla, incluso el propio P. N. de Timanfaya, donde resulta ser el ave con más amplia repartición (Concepción, 1992), aunque destacan áreas como Los Ajaches, Playa Blanca, el amplio sector entre Yaiza-Uga y Tinajo-Tiagua o las zonas más bajas del macizo de Famara (Concepción, 1992; Martín & Lorenzo, 2001). En la década de 1970 llegó a ser muy abundante en el área de Mácher-Güime-San Bartolomé (centro de la isla), debido -entre otros factores- a la existencia de amplios cultivos rastreros de tomates (Concepción, 1992). Por tanto, ha sufrido sin duda una reducción poblacional, patente no sólo en su distribución sino en el tamaño actual de los bandos, que no se acercan a los de "varios miles" descritos por Cuyás Robinson (1971). Fue considerada una especie muy común por autores antiguos (Meade-Waldo, 1890) o más modernos (Cuyás Robinson, 1971).

Lobos. No es muy común, aunque se encuentra en diversas partes del islote, siendo más frecuente detectarlo en el aljibe oriental (Martín & Lorenzo, 2001). Parece estar completamente ausente en algunas épocas del año, incluso en plena temporada de cría (obs. pers.). Sus efectivos, por tanto, no son constantes. Es muy posible que se nutra tanto de aves procedentes del norte de Fuerteventura como del sur de Lanzarote, lugares donde la especie llega a ser abundante (Concepción, 1992; Martín & Lorenzo, 2001).

Fuerteventura. Según Martín & Lorenzo (2001), en esta isla es más abundante que en cualquier otra. Se halla muy bien distribuido, aunque los mayores números son señalados para la mitad sur, en especial en la península de Jandía (Martín & Lorenzo, 2001). Shirt (1983) obtuvo densidades que oscilaron entre 2,1 y 11,4 aves/hora recorrida, mientras que Suárez (1984) lo encontró más común en sustratos pedregosos (3,43 contactos/km) que en los arenosos (0,54).

Gran Canaria. Mantiene aún efectivos importantes, sobre todo en el este, sur y suroeste (aproximadamente entre Telde y Mogán), aunque también está presente en la amplia zona montañosa del sector occidental, entre Mogán y La Aldea, así como desde esta última población al puerto de Las Nieves (Agaete) (Delgado *et al.*, 2000, 2002; Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.). En la vertiente norte sólo subsiste en las lomas de Agaete y Gáldar (Delgado *et al.*, 2000, 2002; Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.), ya que ha desaparecido de Las Palmas (Martín & Lorenzo, 2001). También existe una cita aislada en las cercanías de Firgas (Cuyás Robinson, 1971), que debe corresponder a un ave errática. Hoy en día, se observa aún en bandos importantes, en especial en localidades del sur y oeste tales como Juan Grande, Castillo del Romeral, lomas entre Maspalomas y Arguineguín y barranco de Tasarte (Delgado *et al.*, 2000, 2002), estando presente en al menos 52 cuadrículas UTM de 2,5 × 2,5 km (Delgado *et al.*, 2002).

Tenerife. Ha sufrido una acusada regresión, tanto en el área de distribución como en el tamaño poblacional (Martín, 1987; Lorenzo & González, 1993b; Delgado *et al.*, 2000, 2002; Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.). Entre 1980 y 1984, se le halló en un total de 26 cuadrículas UTM de 5 × 5 km (Martín, 1987), mientras que en el periodo 1993-1998 tan sólo se observó en 10 de ellas (obs. pers.), y en 1996-1999 en 12 retículos de 2,5 × 2,5 km (Delgado *et al.*, 2002). Lorenzo & González (1993b) estimaron un mínimo de unas 20 pp. para la zona de El Médano. En la actualidad, sus efectivos están concentrados en tres núcleos principales, que se localizan en el sudeste (El Porís de Abona-playa de la Jaca y proximidades de la central térmica de Granadilla-El Médano) y en el extremo sur (área de malpaís de la Rasca-montaña de Guaza), aunque se le observa en muy bajo número en otras partes de la vertiente meridional. Ha desaparecido de muchas localidades donde hasta mediados de los 80 o principios de los noventa estaba presente (Martín, 1987; obs. pers.), tales como el malpaís de Güímar, la zona costera comprendida entre Los Cristianos y Guía de Isora y la punta de Teno. Cabe destacar que los bandos más numerosos observados en los últimos años no superan normalmente los 20-25 individuos, siendo más habituales las agrupaciones de hasta 8-10 aves.

La Gomera. Fue observado por primera vez hacia la década de 1970, cuando era común en las zonas bajas de la vertiente meridional (Martín & Lorenzo, 2001). Hoy en día resulta más bien escaso, estando relegado a localidades tales como las proximidades de San Sebastián, entre el aeropuerto y punta Gaviota (Alajero), barranco de Erese, La Cantera, La Rajita, punta de Iguala y

valle Gran Rey (Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.). Las mayores agrupaciones recientes (hasta unas 40 aves) han sido observadas en zonas como el barranco de La Rajita, las inmediaciones del aeropuerto y el lomo de punta Gaviota, pero siempre aparece en bajo número en el resto de su área de distribución.

El Hierro. Su presencia es, de momento, meramente accidental. La primera observación se realizó en la costa de Isora en 1983 (K.W. Emmerson & V. Quilis en Martín, 1987; Martín & Lorenzo, 2001), y en los últimos años ha vuelto a detectarse en las inmediaciones de Tamaduste y en Echedo (R. Zamora en Martín & Lorenzo, 2001).

Tendencia previsible. Aunque no se dispone de datos cuantitativos precisos que pudieran demostrar con claridad su tendencia actual, parece clara la reducción drástica de su areal y de sus poblaciones en Gran Canaria y Tenerife. En el caso de esta última isla, está relativamente bien documentada la gran merma que ha experimentado en los últimos 20 años, concretamente desde la primera mitad de los 80 (Martín, 1987) hasta finales de los noventa (Delgado *et al.*, 2000, 2002). Por tanto, la tendencia es claramente negativa, previéndose su virtual extinción en esta isla de seguir el actual ritmo de destrucción y fragmentación de los hábitats xéricos de la vertiente sur. En el caso de Gran Canaria, aunque todavía resulta abundante en muchas zonas, se está observando una rarefacción progresiva que puede conducir a una situación preocupante en años venideros. Las poblaciones de Lanzarote y Fuerteventura gozan aún de buena salud. No obstante, el gran desarrollo turístico que han sufrido estas islas en las últimas décadas, y de forma más acusada Fuerteventura, ha provocado la destrucción y alteración de áreas importantes para la especie.

ECOLOGÍA

Habita los llanos pedregosos y terroso-pedregosos, “malpaíses” (extensiones de lava reciente), ambientes montañosos (conos volcánicos, cuchilletes, barrancos, laderas y riscos del interior), cultivos de zonas bajas e incluso sistemas dunares (Volsøe, 1951; Martín, 1987; Concepción, 1992; Martín & Lorenzo, 2001; obs. pers.), aunque en estos últimos es raro como nidificante, a no ser que se trate de arenales con sustrato parcialmente pedregoso y/o presencia de muros (obs. pers.). En Lanzarote penetra en los “malpaíses” históricos más desolados del P. N. de Timanfaya (Concepción, 1992). Llega a nidificar en algunos núcleos de población, como por ejemplo en Caleta del Sebo (La Graciosa). Suárez (1984) halló mayores densidades en Fuerteventura y Lanzarote en los ambientes pedregosos que en aquellos de tipo arenoso, y no lo detectó en los arenales lanzaroteños. Aunque es cierto que en estos últimos resulta escaso, sí está presente en bajo número (obs. pers.).

Es bien conocida su tendencia al gregarismo y los movimientos erráticos, sobre todo una vez finalizada la época de reproducción, lo que hace que en ocasiones se observen grandes bandos que luego desaparecen (Martín, 1987; Concepción, 1992; Lorenzo & González, 1993b). Martín & Lorenzo (2001) no descartan que realice desplazamientos interinsulares, debido a la notable fluctuación de sus efectivos, hecho que parece fuera de duda en los islotes orientales (Lobos, Alegranza y Montaña Clara). Ha sido observado recientemente en Las Cañadas (Tenerife), a más de 2.000 m, aunque podría haberse tratado de un migrante (Martín & Lorenzo, 2001). En la misma isla, existen observaciones aisladas en Santa Cruz de Tenerife y Bajamar (Martín & Lorenzo, 2001).

AMENAZAS

Destrucción y/o fragmentación del hábitat. (1) Estos factores explican su crítica situación en Tenerife, y también su progresiva rarefacción en Gran Canaria. En este sentido, su alarmante reducción en Tenerife está muy relacionada con el crecimiento urbanístico que ha experimentado la costa sur y suroeste, en especial entre Los Cristianos (Arona) y el puerto de Los Gigantes (Santiago del Teide), aunque también le ha debido afectar la puesta en marcha de nuevos cultivos en invernadero. En otras islas, como Lanzarote e islotes, Lobos, Fuerteventura y La Gomera, la destrucción del hábitat no había sido hasta épocas recientes un factor tan significativo, pero esta situación está cambiando de forma radical en los últimos años.

Captura de aves adultas y expolio de nidos. (2) Aunque resulta difícil de evaluar y cuantificar, la captura de adultos (ya sea con “falsetes” o redes) para tenencia en cautividad y el expolio de nidos con pollos con el mismo fin, han sido responsables de la disminución de las poblaciones en muchas islas, al menos a nivel local. Dado que se trata de un ave de jaula muy apreciada en Tenerife, Gran Canaria y las islas orientales, ha sido capturada con gran frecuencia, manteniéndose dicha costumbre incluso en las últimas décadas (Lorenzo & González, 1993b). En Tenerife se ha confirmado recientemente que varias personas acuden a los bebederos y lugares de alimentación para capturarlos, en algunos casos con destino a la canaricultura (Delgado *et al.*, 2000).

Depredación por mamíferos alóctonos. (4) En varias islas se ha confirmado el efecto negativo de gatos y ratas al depredar sobre sus nidos (Lorenzo & González, 1993b; M. Baute, com. pers.), pero no se conoce la magnitud real de este problema. En cualquier caso, parece ser bastante alto, ya que nidifica en el suelo o en pequeñas paredes rocosas. En este sentido, Martín *et al.* (1990) consideran que el vertido de escombros y basuras produce un aumento de los depredadores introducidos, principalmente ratas.

Uso indiscriminado de insecticidas. (4) Es una amenaza potencial, que probablemente afecta menos a esta especie que a otras esteparias insectívoras, tales como *Calandrella rufescens*. Si bien no existe información concreta al respecto, el hecho de que buena parte de su distribución en Gran Canaria y Tenerife coincida con cultivos, y conociendo el uso intensivo que se hace en ellos de insecticidas de alta toxicidad (sobre todo en los invernaderos), hacen que pueda afectarle.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

Entre las escasas medidas para su conservación que se han llevado a cabo hasta ahora destacan las siguientes: (a) protección de una serie de enclaves incluidos en la red Canaria de Espacios Naturales; (b) decomiso y suelta de ejemplares a cargo del SEPRONA de la Guardia Civil y los centros de recuperación de fauna, y (c) realización reciente del proyecto “Estudio para la conservación de las aves esteparias de Tenerife y Gran Canaria”, financiado por la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias y realizado en 1999. Aparte de esto, ha sido incluido en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas y en el Catálogo de Especies Amenazadas de Canarias, en ambos con la categoría “De interés especial”.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Elaborar y aprobar el Plan de Manejo de la especie, así como el cumplimiento de sus directrices (1).
- Proteger nuevas zonas de importancia para la especie, especialmente en Tenerife, donde la mayor parte de las mismas no cuenta con protección (1).
- Prohibir su captura en Gran Canaria y Tenerife, y reducir las autorizaciones al respecto en las restantes islas (2).

- Realizar una labor de vigilancia más efectiva por parte de la administración en los espacios naturales y zonas prioritarias para esta especie, sobre todo donde su situación es crítica (2).
- Estudiar el impacto de los depredadores introducidos (gatos y ratas), así como distintos aspectos sobre su biología y ecología (3).
- Llevar a cabo una campaña de sensibilización y educación ambiental basada en la conservación de las aves esteparias y su hábitat (3).

Escribano Palustre Iberoriental / Escribano Palustre Iberoccidental *Emberiza schoeniclus witherbyi* / *Emberiza schoeniclus lusitanica*

En Peligro; EN B1ab(i,ii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv); C1

Autores: Juan Carlos Atienza y José Luis Copete

*El Escribano Palustre es una de las especies de passeriformes con una población reproductora más exigua (entre 239 y 399 parejas). En España se reproducen dos subespecies, una endémica de la península Ibérica, Escribano Palustre Iberoccidental *Emberiza schoeniclus lusitanica*, y otra que sólo cría en España y en el sur de Francia, Escribano Palustre Iberoriental *E. s. witherbyi*. Los límites de distribución entre las dos subespecies no se conocen con detalle y dado la carencia de información existente y la similitud de sus amenazas se tratan los dos taxones en la misma ficha. Su población se encuentra muy fragmentada y sus hábitats presentan muchas amenazas. Aunque no existen censos detallados de la especie si se sabe que su población ha sufrido una fuerte declinación y se prevé que en el futuro siga ocurriendo si no se atajan las amenazas. Por todo ello estas dos subespecies se califican como En Peligro.*

DISTRIBUCIÓN

España se encuentra en el límite meridional de distribución de la especie. En España cría en unas pocas localidades con hábitat adecuado en la mitad noreste de España (tomando una línea imaginaria que pase por la desembocadura del Miño hasta el mar Menor). En muchas localidades no se reproduce todos los años.

La situación taxonómica de la población reproductora es un aspecto que no se ha estudiado bien en España. Parece que está bastante claro que existen dos taxones bien definidos que se reproducen en la península Ibérica. En el noreste de su distribución se reproduciría la subespecie *E. s. witherbyi* von Jordans 1923 que se caracteriza por ser del grupo sureño de subespecies y por tener un pico grueso (Byers *et al.*, 1995). Por su parte en el noroeste criaría otra subespecie, probablemente, *E. s. lusitanica* Steinbacher 1930 que pertenecen al grupo norteño de subespecies y que se caracterizan por ser más pequeñas y con un pico fino que *E. s. witherbyi* (Steinbacher, F. 1930; Byers *et al.*, 1995). Los límites de distribución entre las dos subespecies no se conocen con detalle aunque parece que *E. s. lusitanica* ocupa ambientes atlánticos, mientras que *E. s. witherbyi* ocupa ambientes mediterráneos.

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Entre 239 y 399 pp. No se conoce con precisión el tamaño poblacional y la información que existe es difícil de asignar de forma fiable a cada subespecie.

No se puede determinar cuantitativamente la tendencia de estos taxones, pero claramente es negativa. Solamente en Baleares y

Cataluña, donde se han realizado censos de la especie, la población ha podido descender en más de un 80% en los últimos 10 años (Martínez Vilalta *et al.*, 1997-1998; P. Vicens i Siquier, com. pers. D. Bigas, com. pers.).

ECOLOGÍA

No existen estudios monográficos sobre la ecología de la especie en España. En el delta del Ebro se observó que el Escribano Palustre Iberoriental, en época reproductora, no se distribuye por todas las zonas húmedas, siendo más abundante en aquellas lagunas con lámina de agua temporal con un carrizo (*Phragmites australis*) menos desarrollado (Martínez Vilalta *et al.*, 1997-1998). En este humedal el hábitat más utilizado está caracterizado por una gran cobertura en el piso basal dominado por masiega (*Cladium mariscus*) poco o nada inundado y con una altura de la vegetación inferior a 3 metros (Martínez-Vilalta *et al.*, 2002). De hecho, en un estudio llevado a cabo con la misma subespecie en el sur de Francia (Poulin *et al.*, 2002; B. Poulin, com. pers.) la distribución no se correlacionó con 10 variables de hábitat con las que si lo hicieron otras especies de aves típicas de los carrizales. En La Mancha húmeda la especie ocupa zonas con carrizo, pero también junqueras encharcadas (*Juncus subulatus*), tarajales (*Tamarix canariensis*), masegares (*Cladium mariscus*) y eneales (*Typha* sp.) (Carlos A. Torralvo, com. pers.).

Esta especie presenta su máxima actividad reproductora en los meses de mayo y junio (Fouces, 1994, 1996; Martínez Vilalta *et al.*, 1997-1998). La especie parece poder adaptar su fenología reproductora a la fenología del carrizo (Martínez Vilalta *et al.*, 1997-1998).

Su alimentación es básicamente insectívora en época reproductora y granívora en invierno. Sus presas podrían ser capturadas en eriales y linderos en los campos agrícolas circundantes a los carrizales, sin embargo, se ha propuesto que la morfología del pico del Escribano Palustre Iberoriental le sirve para capturar larvas de lepidópteros del interior del carrizo (Isenmann, 1990; Goater, 1993; Riddington & Taylor, 1995).

Aunque en otros países de Europa la subespecie nominal puede reproducirse en otros hábitats que no son estrictamente palustres (Guermeur & Monnat, 1980; Cramp, 1994) en España sólo hay citas de reproducción en zonas húmedas y principalmente en carrizales.

AMENAZAS

No se conocen en detalle pero pueden influir las siguientes circunstancias:

Intensificación agrícola. (1) La declinación del Escribano Palustre ha ocurrido al mismo tiempo que las poblaciones de otras especies de aves ligadas a los campos agrícolas que dependen de semillas de plantas arvenses y de insectos para alimentar a sus pollos. Por lo tanto su declinación puede estar motivada por un fenómeno de intensificación agrícola que se caracteriza por un aumento del uso de insecticidas y herbicidas, un fenómeno de concentración parcelaria, aumento de la superficie de cultivos en regadío y la mayor mecanización de la agricultura que evita la presencia de especies arvenses en los campos. Una explicación similar se ha propuesto para la declinación del Escribano Palustre en Gran Bretaña (Peach. *et al.*, 1999; Chamberlain & Vickery, 2002). Tal vez esta amenaza sea más importante para el Escribano Palustre Iberoccidental que para el Iberoriental.

Destrucción de zonas húmedas. (1) La destrucción y/o deterioro de los hábitats de reproducción debido a la desecación de zonas húmedas o el cambio en la gestión de los carrizales han podido ser causas de la disminución de los efectivos poblacionales de la especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

De forma directa no se han realizado medidas de conservación, aunque en algunos casos la especie se puede haber visto favorecida o perjudicada por medidas llevadas a cabo para favorecer otras especies.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

- Censar anualmente la población nidificante de la especie haciendo un gran esfuerzo en determinar la subespecie (1).
- Es imprescindible su inclusión tanto en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como en los catálogos regionales con la categoría de En Peligro de Extinción (2).
- Proteger todos los humedales en los que se reproduzca la especie (2).
- Llevar a cabo estudios detallados sobre la taxonomía y la ecología de las poblaciones reproductoras de Escribano Palustre (2).
- Promover estudios sobre los requerimientos de la especie y sobre los factores que limitan sus poblaciones (2).
- Es necesario la redacción de un Plan de acción nacional y los correspondientes planes de recuperación regionales (3).
- Promover políticas agrícolas que incluyan baja densidad de pastoreo, uso reducido de insecticidas y prácticas de cultivo extensivas de secano alrededor de las áreas de cría e invernada (3).
- Promover el mantenimiento de rastrojos y barbechos en invierno en áreas de invernada de la especie (3).
- Incorporar en los protocolos de evaluación ambiental de los nuevos insecticidas el impacto en las aves que se alimentan de semillas e insectos de las plantas arvenses (3).
- Promover una visión más positiva de las plantas arvenses por parte de los agricultores que hasta la fecha las consideran malas hierbas (4).

Escribano Palustre Norteño *Emberiza schoeniclus schoeniclus*

Vulnerable; VU A2ac+3c

Autor: Juan Carlos Atienza

El Escribano Palustre Norteño es una subespecie ampliamente repartida en Europa y con una población invernante importante en España. Aunque no hay estimas de población invernante, sí se ha observado en los últimos 10 años un fuerte descenso que puede ser superior al 30% y todo hace pensar en que la tendencia no cambiará en los próximos años. La causa de la declinación puede ser la destrucción del hábitat, el cambio en la gestión del carrizal, la intensificación agrícola y tal vez un cambio en los patrones migratorios de la especie. Por todo ello esta subespecie se califica como Vulnerable.

DISTRIBUCIÓN

Villarán Adánez (1999) estudió la migración e invernada del Escribano Palustre Norteño (*Emberiza s. schoeniclus*) en España a

partir de un total de 451 fichas de recuperación de aves anilladas. Los orígenes de las aves que se recuperan en España se distribuyen a lo largo de dos frentes migratorios. El primero recorre la Europa continental atlántica, desde los países nórdicos, para in-

vernar en la cornisa cantábrica y en el centro de la Península. El segundo frente atraviesa Europa central para invernar, fundamentalmente, en las costas mediterráneas. Las aves invernantes en España crían fundamentalmente en Europa centro-occidental (especialmente Alemania, Benelux y Francia) y, en menor medida, en Europa septentrional (Suecia, Noruega, Finlandia y países bálticos) y oriental (Polonia y antigua Checoslovaquia). Las recuperaciones se obtienen, preferentemente, próximas a las zonas costeras (Cantábrico, Mediterráneo y Atlántico) y en los valles del Ebro y del Tajo (y, en menor medida, del Guadiana y del Guadalquivir), coincidiendo con la existencia de áreas palustres. La mayoría de las recuperaciones se obtienen al este del meridiano 4 °W y al norte del paralelo 40° N (tanto para la invernada como para los pasos pre y postnupcial).

POBLACIÓN Y TENDENCIA

Se desconoce el tamaño poblacional, sin embargo se trata de una especie en la que se ha dedicado un gran esfuerzo de anillamiento por lo que se ha podido establecer la tendencia negativa de su población.

ECOLOGÍA

En invierno los Escribanos Palustres se congregan en bandos, a veces muy grandes, que utilizan los carrizales como dormitorio. Por el día se dividen en pequeños bandos y se alimentan en campos próximos a los dormitorios, probablemente en eriales y linderos y posiblemente de semillas de diversas plantas arvenses.

Según Villarán Adánez (1999) el paso postnupcial tiende a desarrollarse por el Mediterráneo y el prenupcial por el interior peninsular. Los machos pasan el invierno más al norte y al este que las hembras, mientras que no existen diferencias significativas en la migración por edades (jóvenes y adultos). La proporción de hembras invernantes es superior a la de machos (2:1), al contrario de lo que sucede en otros países europeos más norteños. Las primeras llegadas se producen durante el mes de septiembre, si bien la migración no alcanza intensidad hasta el mes de octubre. El paso prenupcial se alarga hasta finales de marzo. Los machos llegan antes y parten antes que las hembras, no habiéndose detectado diferencias significativas entre jóvenes y adultos.

AMENAZAS

No se conocen en detalle pero se piensa que pueden influir las siguientes circunstancias:

El declive del Escribano Palustre ha ocurrido al mismo tiempo que las poblaciones de otras especies de aves ligadas a los campos agrícolas que dependen de semillas de plantas arvenses y de insectos para alimentar a sus pollos. Por lo tanto su declinación puede estar motivada por un fenómeno de intensificación agrícola que se caracteriza por un aumento del uso de insecticidas y herbicidas, un fenómeno de concentración parcelaria, aumento de la

superficie de cultivos en regadío y la mayor mecanización de la agricultura que evita la presencia de especies arvenses en los campos. Una explicación similar se ha propuesto para la declinación del Escribano Palustre en Gran Bretaña (Peach, *et al.*, 1999; Chamberlain & Vickery, 2002).

La destrucción o deterioro de los hábitats debido a la desecación de zonas húmedas. El hecho de ser una especie muy ligada a un determinado tipo de hábitat, la convierte en más vulnerable ante cualquier alteración en estos medios.

El cambio de la gestión de los carrizales puede afectar a la especie. Parece que los escribanos palustres prefieren carrizales pobres, con carrizos finos y abiertos. Algunos carrizales sin gestión se espesan y el carrizo se tumba no siendo adecuado para esta especie.

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN

De forma directa no se han realizado medidas de conservación, aunque en algunos casos la especie se puede haber visto favorecida por medidas llevadas a cabo para favorecer a otras especies. En Madrid se está realizando un estudio sobre la evolución de los carrizales madrileños en los últimos años para establecer algún tipo de relación entre diversas variables y el número de Escribanos Palustres ya que es posible que la estructura del carrizal y su extensión sean factores condicionantes del tamaño de las poblaciones invernantes de la especie (Alfonso Villarán, com. pers.).

MEDIDAS DE CONSERVACIÓN PROPUESTAS

Es imprescindible su inclusión tanto en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas como en los catálogos regionales con la categoría de Vulnerable.

- Es necesario la redacción de un Plan de acción nacional y los correspondientes planes de acciones regionales.
- Promover políticas agrícolas que incluyan baja densidad de pastoreo, uso reducido de insecticidas y prácticas de cultivo extensivas de secano.
- Incorporar en los protocolos de evaluación ambiental de los nuevos insecticidas el impacto en las aves que se alimentan de semillas e insectos de las plantas arvenses.
- Llevar a cabo estudios detallados sobre la taxonomía y la ecología de las poblaciones invernantes de Escribano Palustre, así como de la ecología trófica de la especie en invierno.
- Promover una visión más positiva de las plantas arvenses por parte de los agricultores que hasta la fecha las consideran malas hierbas.
- Estudiar el efecto que puede tener sobre el dormitorio de las aves los diferentes modelos de gestión de los carrizales.
- Promover una política que permita, en el caso de realizarse quemas de carrizales, mantener regionalmente algunos sin quemar, de manera que la especie pueda encontrar dormitorios alternativos. Y evitar la quema de los carrizales, en invierno, en los lugares donde no existan otros dormitorios próximos.

Taxones extinguidos a nivel mundial (EX) y regional (RE) (desde s. XIX)

por Artur Degollada Soler, excepto texto Tarabilla Canaria,
elaborado por Juan Carlos Illera

Pigargo Europeo *Haliaeetus albicilla* (RE)

DISTRIBUCIÓN: Cría en Eurasia, además de Islandia y SO de Groenlandia, algunas aves invernan en el E de Asia y en Oriente Próximo hasta la India¹. En el área occidental mediterránea, extinguido recientemente de Córcega (1935)² y de Cerdeña (1959)². ESPAÑA: Divagante invernal, irregular y muy escaso. Citado, al parecer, únicamente en cuatro ocasiones²: en l'Albufera de Valencia (1887 y 1916, posiblemente el mismo ejemplar), en Castellón (1942) y en el Delta de l'Ebre-Tarragona (1953). Todas las citas se refieren a ejemplares solitarios que fueron cazados. Hay, además, referencias de dos nidos atribuidos posiblemente a esta especie que lo citan como reproductor en Mallorca², a finales del siglo XIX. En Ibiza se han encontrado restos fósiles de un mínimo de cinco ejemplares³ que atestiguan la presencia de esta especie en Baleares en el pasado.

REFERENCIAS: 1. Del Hoyo, Elliot & Sargatal (1994): *Handbook of the birds of the world*. Lynx Edicions, Barcelona. 2. Ferrer, X; Martínez, A., y Muntaner, J. (1986): Ocells Història Natural dels Països Catalans, Vol. 12. Enciclopedia Catalana, Barcelona. 3. Alcover, J. A., y McMin, M. (1982): "Presència de l'Àguila marina *Haliaeetus albicilla* (Linnaeus, 1758) al jaciment espeleològic quaternari d'es Pouàs (Sant Antoni de Portmany, Eivissa)". *Endins*, 17-18: 81-87.

Halcón Borní *Falco biarmicus* (RE)

DISTRIBUCIÓN: Residente prácticamente en casi toda África, incluido en el norte (ssp. *erlangeri*), también en Arabia y desde Italia y Sicilia, Grecia y Turquía hasta el Líbano (ssp. *feldeggii*)¹. ESPAÑA: extinguido como reproductor (ssp. *erlangeri*). Divagante accidental. Existen datos bien documentados de la reproducción de una o varias parejas en algunos años, especialmente en la mitad este y el sur (desde Girona a Cádiz y en las Baleares): 1873 (Coto del Rey-Sevilla)^{2,3}, 1879 (Coria del Río-Sevilla)³, 1882 (Doñana)³, 1898 (Doñana)⁴, entre mitad y finales de 1800 (Doñana y Girona)⁵, y 1971 (Menorca)⁶. Lamentablemente, alguna de estas nidificaciones fracasó debido a la recolección de huevos, pollos o bien a la caza de los adultos (p. ej. la pareja de 1971 en Menorca)⁷. En la actualidad se siguen produciendo —de forma irregular en cualquier época del año— diversas observaciones, en toda la Península, pero de forma más notoria en la mitad este, el sur y las Baleares. No puede descartarse que algunas observacio-

nes puedan ser de la ssp. *feldeggi* y también hay que tener presente los posibles escapes procedentes de la cetrería.

REFERENCIAS: 1. Del Hoyo, Elliot & Sargatal (1994): *Handbook of the birds of the world*. Lynx Edicions, Barcelona. 2. Saunders, H. (1874): "Ornithological rambles in southern Spain". *The field*, 1873:117. 3. Ardeola (editor) (1974): Nota del editor a la nota "Observación de Halcón borní (*Falco biarmicus*) en Tarifa (Cádiz)". *Ardeola*, 20:349. 4. Irby, L. H. L. (1898): *The ornithology of the Straits of Gibraltar*. 2nd. ed. Porter. London. 5. Arévalo, J. (1887): *Aves de España*. Imprenta Aguado. Madrid. 6. Muntaner, J., y Congost, J. (1979): "Avifauna de Menorca". *Treb. Museu de Zoologia de Barcelona*, 1: 1-173. 7. Ferrer, X; Martínez, A., y Muntaner, J. (1986): Ocells Història Natural dels Països Catalans, Vol. 12. Enciclopedia Catalana, Barcelona.

Grévol Común *Bonasa bonasia* (RE?)

DISTRIBUCIÓN: Paleártico, en zonas de bosque maduro y taiga¹. ESPAÑA: Situación desconocida. Se poseen muy escasos —además de dudosos— datos sobre la presencia pasada o actual de esta especie, relegada a los Pirineos, desde Navarra a Girona. Las citas se distribuyen desde mediados del siglo XIX hasta la actualidad, aunque son más generalizadas en la vertiente norte de los Pirineos (hay incluso citas de reproducción y ejemplares disecados en localidades del sur de Francia: Luchon, Tolouse, Bayona, etc., aunque sin constar el lugar exacto de procedencia)². En España, las últimas citas son de los años 1873 (Vall d'Arán-Lleida)³, 1959 (Ordesa-Huesca)⁴, y 1972 (Irati-Navarra)⁵. Hasta el momento, se trata de una especie sin datos fidedignos sobre su situación. Para comprender mejor su status hay que tener presente varios factores como su carácter huidizo y su tamaño, también la posibilidad —remota— de la llegada natural de ejemplares desde sus zonas de cría más cercanas (situadas en el Macizo Central francés, a más de 300 Km)³ y además la posible introducción en algunos puntos concretos por parte de cazadores franceses. No se han encontrado restos fósiles en el Pirineo, aunque sí en la Cordillera Cantábrica (dos yacimientos del Pleistoceno en Santander)².

REFERENCIAS: 1. Del Hoyo, Elliot & Sargatal (1994): *Handbook of the birds of the world*. Lynx Edicions, Barcelona. 2. Arribas, Oscar J; Mateos J. (2000): "Criptofauna pirenaica". *Biológica*, 42: 34-42. 3. Maluquer, J. 1981. *Els ocells de les te-*

rres catalanes. Ed. Barcino. Barcelona. 4. Ferrer, X; Martínez, A., y Muntaner, J. (1986): *Ocells Història Natural dels Països Catalans*, Vol. 12. Enciclopedia Catalana, Barcelona. 5. Nival, A. 1975. *El libro de la fauna ibérica*. Ed. Naranco. Oviedo. 5.

Gallo-Lira Común *Tetrao tetrix* (RE?)

DISTRIBUCIÓN: Paleártico, desde Gran Bretaña a Siberia, en hábitats variados, zonas bajas y de montaña, bosques y áreas abiertas ¹. **ESPAÑA:** Situación desconocida. No existen prácticamente datos de ésta ave salvo varias citas en zonas del Pirineo oriental (Girona) entre mediados-finales del siglo XIX ². Posteriormente ya en el siglo XX hacia mediados y finales de los años ochenta, vuelven a aparecer citas en la misma zona (Setcases-Girona) ³, aunque parece ser que desde el lado francés se han llevado con éxito sueltas de aves de ésta especie que podrían haberse asentado en la zona. Existen también abundantes restos fósiles del Pleistoceno y Holoceno entre el País Vasco y toda la zona pirenáica ².

REFERENCIAS: 1. Del Hoyo, Elliot & Sargatal (1994): *Handbook of the birds of the world*. Lynx Edicions, Barcelona. 2. Arribas, Oscar J; Mateos J. (2000): "Criptofauna pirenaica". *Biológica*, 42: 34-42. 3. Maluquer, J. 1981. *Els ocells de les terres catalanes*. Ed. Barcino. Barcelona.

Perdiz Griega *Alectoris graeca saxatilis* (RE?)

DISTRIBUCIÓN: Habita en zonas rocosas y de montaña desde los Alpes franceses, Italia hasta Grecia y Bulgaria ¹. **ESPAÑA:** Situación desconocida. Está documentada su presencia en el Pirineo oriental (Girona) en zonas de hábitat propicio, durante el siglo XX hasta finales de los años treinta. También existe abundante registro fósil en yacimientos del Pleistoceno y Holoceno (ya en período postglacial), en todo el Pirineo y especialmente en el Pirineo oriental.

REFERENCIAS: 1. Del Hoyo, Elliot & Sargatal (1994): *Handbook of the birds of the world*. Lynx Edicions, Barcelona. 2. Arribas, Oscar J; Mateos J. (2000): "Criptofauna pirenaica". *Biológica*, 42: 34-42.

Grulla Damisela *Anthropoides virgo* (RE)

DISTRIBUCIÓN: Cría desde el este, del mar Negro hasta Mongolia y NE de China, poblaciones relictuales en el Atlas marroquí y en el E de Turquía. Inverna en la India y en regiones sub-saharianas del centro y este de África ¹. Extinguida recientemente de Rumanía, Túnez y Argelia ². **ESPAÑA:** Divagante accidental. Crió en el oeste y sur de la península ^{3,4,5} hasta principios del siglo XX y posiblemente también estaba presente en Baleares hasta el XVIII ^{2,5}. En la actualidad, de forma esporádica se producen algunas citas de aves, que bien pueden proceder de la población salvaje como también de aves escapadas de zoos y colecciones privadas.

REFERENCIAS: 1. Del Hoyo, Elliot & Sargatal (1994): *Handbook of the birds of the world*. Lynx Edicions, Barcelona. 2. Ferrer, X; Martínez, A., y Muntaner, J. (1986): *Ocells Història Natural dels Països Catalans*, Vol. 12. Enciclopedia

Catalana, Barcelona. 3. Bernis, F. (1966): *Aves migradoras ibéricas*, I (fasc. 1-4). Sociedad Española de Ornitología, Madrid. 4. Irby, L. H. (1895): *The ornithology of the Straits of Gibraltar*. Taylor & Francis, 2.^a ed. rev., Londres. 5. Valverde, J. M. 1992. Rugidera. En: *Gran Enciclopedia Extremeña*, vol. 9, p. 68. Ediciones Extremeñas, S.A. Mérida.

Grulla Común *Grus grus* (RE)

DISTRIBUCIÓN: Cría desde Escandinavia y NE de Europa hasta centro y norte de China y Siberia, también en Turquía y el Cáucaso. Inverna en el SO de Europa (incluyendo la península Ibérica), norte y este de África, Oriente Medio, India y E de China. Extinguida como reproductora en el centro, oeste y este de Europa ¹. **ESPAÑA:** Crió por última vez entre los años 1952 y 1954 en la desecada laguna de la Janda (Cádiz) ².

REFERENCIAS: 1. Del Hoyo, Elliot & Sargatal (1994): *Handbook of the birds of the world*. Lynx Edicions, Barcelona. 2. Bernis, F. (1966): *Aves migradoras ibéricas*, I (fasc. 1-4). Sociedad Española de Ornitología, Madrid.

Ostrero Canario *Haematopus meadewaldoi* (EX)

DISTRIBUCIÓN: Endemismo de canario, de Fuerteventura, Lanzarote y el conjunto de islotes orientales, con observaciones dudosas en Tenerife. Desapareció del archipiélago posiblemente a mediados del siglo XX. Frecuentaba tanto costas rocosas como playas arenosas. El último ejemplar capturado fue obtenido por D. Bannerman en la isla de La Graciosa en junio de 1913. Parece que pudo sobrevivir hasta los años cuarenta en la isla de Alegranza. Entre las posibles causas de su extinción se cita el efecto de mamíferos introducidos tales como gatos y ratas, aunque pudo haber otras causas.

REFERENCIAS: 1. Martín, A. & Lorenzo, J. A. (2001). *Aves del Archipiélago Canario*. Francisco Lemus Editor, La Laguna.

Tarabilla Canaria *Saxicola dacotiae murielae* (EX)

DISTRIBUCIÓN: Subespecie endémica de los islotes de Alegranza y Montaña Clara. Las poblaciones de ambas islas fueron descubiertas en 1913 por D. A. Bannerman y A. H. Bishop ¹, siendo descritas como una nueva subespecie en base a unas diferencias en la coloración del plumaje con respecto a la raza nominal de Fuerteventura (*S. d. dacotiae*) ². En la isla de Alegranza era considerada un ave sedentaria y reproductora común ¹, mientras que en Montaña Clara su presencia sólo fue registrada por estos ornitólogos en 1913 ¹. Ambas poblaciones debieron desaparecer antes de mediados del siglo XX ³.

REFERENCIAS: 1. Bannerman, D. A. (1914). An ornithological expedition to the Eastern Canary Islands. Part I. *Ibis*, 10: 38-90. 2. Bannerman, D. A. (1913). Descriptions of *Saxicola dacotiae murielae* & *Acanthis cannabina harterti* subsp. from Canary Islands. *Bull. Br. Orn. Club*, 33: 37-39. 3. Martín, A. & Lorenzo, J. A. (2001). *Aves del Archipiélago Canario*. Francisco Lemus Editor, La Laguna.

Bibliografía

- ABAD, R. 2000. Population dynamics and ecology of small pelagic fish in the western Mediterranean Sea. En, *Simposio Mediterráneo sobre Aves Marinas: Conferencia sobre pesquerías, productividad marina y conservación de aves*. Libro de resúmenes, pp. 24. MedMarAvis & SEO/BirdLife, Benidorm, Alicante, 11-15 octubre 2000.
- ABELLÓ, P., ARCOS, J. M. & GIL DE SOLA, L. (en prensa). Geographical patterns of seabird attendance to a research trawler along the Iberian Mediterranean coast. *Scientia Marina*.
- ABELLÓ, P. & ORO, D. 1998. Offshore distribution of seabirds in the northwestern Mediterranean in June 1995. *Colonial Waterbird*, 21: 422-426.
- ACOSTA, M., MÚGICA, L., MANCINA, C. & RUIZ, X. 1996. Resource partitioning between Glossy and White ibises in a rice field system in southcentral Cuba. *Colonial Waterbirds*, 19: 65-72.
- ADENEX. 1988. La tórtola en regresión. *Quercus*, 32: 12-13.
- AEBISCHER, N. J. 1986. Retrospective investigation of an ecological disaster in the shag, *Phalacrocorax aristotelis*: a general method based on long term marking. *Journal of Animal Ecology*, 55: 613-619.
- AEBISCHER, N. J. & LUCIO, A. 1997. Red-legged Partridge *Alectoris rufa*. En, W. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 208-209. T & A. D. Poyser, London.
- AEBISCHER, N. J. & POTTS, G. R. 1994. Red-legged Partridge *Alectoris rufa*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 214-215. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- AGHNAJ, A., RIBI, M. & DAWSON, R. 2000. Éxito reproductor reciente de la población de Halcón de Eleonora (*Falco eleonora*) en el archipiélago de Mogador, Marruecos. *Simposio Mediterráneo sobre Aves Marinas: Conferencia sobre pesquerías, productividad marina y conservación de aves*. Libro de resúmenes, pp. 21. MedMarAvis & SEO/BirdLife, Benidorm, Alicante, 11-15 octubre 2000.
- AGUILAR, A., CARBAJO, F., DE LOPE, F. & PÉREZ CHISCANO, J. L. 1978. Invernada y nidificación de *Elanus caeruleus* en la Cuenca extremeña del Guardian. *Ardeola*, 25: 59-70.
- AGUILAR, J. S. (Ed.) 1991. Atlas de las Aves Marinas de las Baleares. Informe inédito para ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- AGUILAR, J. S. (Ed.) 1992. Resum de l'atlas d'ocells marins de les Balears, 1991. *Annari Ornitològic de les Balears*, 6: 17-28.
- AGUILAR, J. S. (Ed.) 1994. Trabajos en Aves Marinas. Atlas de las Baleares. 1991. *Documents Tècnics de Conservació*, n.º. 23. Conselleria d'Agricultura i Pesca del Govern Balear. Palma de Mallorca.
- AGUILAR, J. S. (Ed.) 1997. Biología y conservación de la pardela balear *Puffinus mauretanicus*. *Documents Tècnics de Conservació*, IIª época, n.º. 2. Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral. Govern Balear.
- AGUILAR, J. S. (Ed.) 1999. International Species Action Plan for Balearic Shearwater (*Puffinus mauretanicus*). BirdLife International. Informe inédito de BirdLife International para la Dirección General de Medio Ambiente de la Comisión Europea.
- AGUILAR, J. S. (Ed.) 2000. La población de pardela balear (*Puffinus mauretanicus*) en el Parque Nacional de Cabrera. En, G. X. Pons (Ed.): *Las aves del Parque Nacional marítimo-terrestre del archipiélago de Cabrera (Islas Baleares, España)*, pp. 33-44. Colección Técnica del Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- AGUILAR, J. S. & FERNÁNDEZ, G. (Eds.) 1998. Censo de águila pescadora *Pandion haliaetus* en Mallorca 1998. Informe para la Conselleria de Medi Ambient, Ordenació del Territori i Litoral del Govern Balear.
- AGUILAR, J. S. & FERNÁNDEZ, G. (Eds.) 1999. International Species Action Plan for Mediterranean Shag *Phalacrocorax aristotelis desmarestii*. Informe inédito de BirdLife International para la Dirección General de Medio Ambiente de la Comisión Europea.
- AGUILAR AMAT, J. 1982. Notas sobre la ecología alimenticia del Elanio Azul (*Elanus caeruleus*). *Doñana Acta Vertebrata*, 6: 124-128.
- AGUILERA, E., DE LE COURT, C. & MIGENS, E. 1993. *Patrones de distribución espacio-temporal de la espátula en las marismas onubenses: aplicaciones a la gestión del territorio y a la conservación de la naturaleza*. Convenio AMA-CSIC. Estación Biológica de Doñana. Sevilla.
- AGUILERA, E., RAMO, C. & DE LE COURT, C. 1996. Food and feeding sites of the Eurasian Spoonbill (*Platalea leucorodia*) in Southwestern Spain. *Colonial Waterbirds*, 19 (Special Publication 1): 159-166.
- AGUILERA, F., BRITO, A., CASTILLA, C., DÍAZ, A., FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M., RODRÍGUEZ, A., SABATÉ, F. & SÁNCHEZ, J. 1994. *Canarias. Economía, Ecología y Medio Ambiente*. Francisco Lemus Editor. La Laguna. Sta. Cruz de Tenerife.
- AIERBE, T., OLANO, M & VÁZQUEZ, J. 2001. Atlas de las aves nidificantes de Gipuzkoa. *Munibe*, 52: 5-136.
- AIXERREKU. 1997. *Anuario ornitológico Urdaibai 96*. Guías de la naturaleza de Urdaibai. Gobierno Vasco.
- ALAMANY, O. 1983. Botxí *Lanius excubitor*. En, J. Muntaner, X. Ferrer & A. Martínez Vilalta (Coords.): *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*, pp. 250-251. J. Ketres Editora. Barcelona.
- ALAMANY, O. 1988. El mussol pirinenc: un futur desconegut. *DEPANÀ*, 2: 10-11.
- ALAMANY, O. 1989. Situación de la lechuza de Tengmalm en el Pirineo español. *Quercus*, 44: 8-15.
- ALAMANY, O. & DE JUAN, A. 1983. Le Grand Tétrás (*Tetrao urogallus*) et le Lagopède (*Lagopus mutus*) dans les Pyrénées orientales ibériques. *Acta Biol. Montana*, 2-3: 363-368.
- ALBA, E. 1988. Cerceta Carretona *Anas querquedula*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 35: 300.
- ALBA, E., ALBA, J., GARCÍA, A., BOTELLA, F. & RODRÍGUEZ, A. 2000. Polluela Chica *Porzana pusilla*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 47(1): 166.
- ALBERDI, M. [en línea]. Proyecto de reintroducción del Cernicalo Primilla (*Falco naumanni*) en la Comunidad Valenciana, Villena, Alicante. Concejalía de Medio Ambiente/Conselleria de Medio Ambiente (Generalitat Valenciana) <http://195.77.31.52/villena/cernicalo/proyecto.htm> [Consulta: 19 de agosto de 2002].
- ALBERTO, J., MARCOS, J. M. & VELASCO, T. 1985a. Ánade Rabudo, *Anas acuta*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 32: 411.
- ALBERTO, J., MARCOS, J. M. & VELASCO, T. 1985b. Cerceta Carretona, *Anas querquedula*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 32 (2): 411.
- ALBERTO, L. J. & VELASCO, T. 1988. Limícolas invernantes en España. En, J. L. Tellería (Ed.): *Invernada de aves en la Península Ibérica*, pp. 71-78. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- ALCALDE, X. A. 1995. *Atlas de vertebrados de Galicia. Tomo II. Aves*. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.

- ALCOVER, J. A. 2000. Vertebrate evolution and extinction on western and central Mediterranean Islands. *Tropics*, 10: 103-123.
- ALCOVER, J. A. & FLORIT, X. 1989. Els ocells del jaciment arqueològic de La Aldea, Gran Canaria. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.* 56 (Sec. Geol., 5): 47-55.
- ALDAZ, J. 1918. Catálogo de las aves observadas en Guipúzcoa y Vizcaya. *Memorias de la Real Sociedad Española de Historia Natural*, 10: 459-508.
- ALLAVENA, S., ANGELINI, I. & PELLEGRINI, M. 2001. The red kite in Italy. *Abstracts 4th Eurasian Congress on Raptors*, pp. 4-5. Estación Biológica de Doñana-CSIC & Raptor Research Foundation. Sevilla.
- ALLEN, F. G. H. & BRUDENELL-BRUCE, P. B. 1967. The White-rumped Swift, *Apus affinis*, in Southern Spain. *Ibis*, 109: 113-115.
- ALMODÓVAR, A., FERNÁNDEZ, L., MARTÍNEZ, C. & REFOYO, P. 1999. Censo de la población de Alondra de Dupont *Chersophilus duponti* en Casanova y Páramo de Corcos (Burgos). Informe inédito para el Servicio Territorial de Medio Ambiente i Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León.
- ALONSO, J. A. 1985. Avifauna del sur de Cádiz, Campo de Gibraltar y Comarca de la Janda. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- ALONSO, J. A. & ALONSO, J. C. 1999. Colisión de aves con líneas de transporte de energía eléctrica en España. En, M. Ferrer & G. F. Janns (Coords.): *Aves y líneas eléctricas. Colisión, electrocución y nidificación*, pp. 61-88. Ed. Quercus. Madrid.
- ALONSO, J. A., ALONSO, J. C., MARTÍN, E. & MORALES, M. B. 1995. *La Avutarda en la Reserva de las Lagunas de Villafáfila*. Instituto de Estudios Zamoranos (CSIC). Diputación de Zamora. Zamora.
- ALONSO, J. C. & ALONSO, J. A. 1992. Male-biased dispersal in the Great Bustard *Otis tarda*. *Ornis Scandinavica*, 23: 81-88.
- ALONSO, J. C., ALONSO, J. A. & MARTÍN, E. 1990. La población de avutardas de la provincia de Madrid. En, J. C. Alonso & J. A. Alonso (Eds.): *Parámetros demográficos, selección de hábitat y distribución de la Avutarda (Otis tarda) en tres regiones españolas*, pp. 58-72. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- ALONSO, J. C., ALONSO, J. A., MARTÍN, E. & MORALES, M. B. 1996. Seasonal and interannual population dynamics of the Great Bustard at Villafáfila Reserve, NW Spain. En, J. Fernández & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las Aves Esteparias y su Hábitat*, pp. 191-200. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- ALONSO, J. C., ALONSO, J. A. & MUÑOZ-PULIDO, R. 1993. *Señalización de líneas de alta tensión para la protección de la avifauna*. Ed. Red Eléctrica de España. Madrid.
- ALONSO, J. C., ALONSO, J. A. & NAVESO, A. 1990. La población de avutardas del área de Villafáfila y Raso de Villalpyo. En, J. C. Alonso & J. A. Alonso (Eds.): *Parámetros demográficos, selección de hábitat y distribución de la Avutarda (Otis tarda) en tres regiones españolas*, pp. 25-52. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- ALONSO, J. C., MARTÍN, E., ALONSO, J. A. & MORALES, M. B. 1998. Proximate and ultimate causes of natal dispersal in the great bustard, *Otis tarda*. *Behavioral Ecology*, 9: 243-252.
- ALONSO, J. A., MARTÍN, C. A., ALONSO, J. C., MORALES, M. B. & LANE, S. J. 2002. Seasonal movements of male Great bustards (*Otis tarda*) in central Spain. *Journal of Field Ornithology*, 72: 504-508.
- ALONSO, J. C., MORALES, M. B. & ALONSO, J. A. 2000. Partial migration, and lek and nesting area fidelity in female great bustards *Otis tarda*. *The Condor*, 102: 127-136.
- ALONSO, J. C., PALACÍN, C. & MARTÍN, C. A. 2003. Status and recent trends of the Great Bustard (*Otis tarda*) population in the Iberian Peninsula. *Biological Conservation*, 110: 185-195.
- ALONSO, M., AMAT, J. A. & MONTES, C. 1985. Aspectos ecológicos de las zonas palustres de España. Documento inédito.
- ÁLVAREZ, C. 1993. Censo de aves marinas invernantes en la península Ibérica 1992. En, G. Gorospe (Coord.): *Aves Marinas Ibéricas '92. Actas IV Congreso del GLAM 1992*. Itsas Enara Ornitologi Elkarte. Donosti.
- ÁLVAREZ, D. 1998. The diet of Shags *Phalacrocorax aristotelis* in the Cantabrian Sea, northern Spain, during the breeding season. *Seabird*, 20: 22-30.
- ÁLVAREZ, F. 1994a. Rates of weight increase of Cuckoo (*Cuculus canorus*) and host (*Cercotrichas galactotes*). *Ardeola*, 41: 63-65.
- ÁLVAREZ, F. 1994b. A genus of Cuckoo *Cuculus canorus* parasitizing Rufous Bush Chat *Cercotrichas galactotes*. *Journal of Avian Biology*, 25: 239-243.
- ÁLVAREZ, F. & VIGIL, A. (Eds.) 2000. *Aves raras y escasas en Asturias*. Coordinadora Ornitológica d'Asturies. Avilés.
- ÁLVAREZ, J. 1998. *Vertebrados continentales: situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco.
- ÁLVAREZ, J., BEA, A., FAUS, J. M. & CASTIÉN, E. 1985. *Atlas de vertebrados continentales de Alava, Vizcaya y Guipuzcoa (excepto chiroptera)*. Ed. Gobierno Vasco. Departamento de Política Territorial y Transportes. Viceconsejería de Medio Ambiente. Bilbao.
- ÁLVAREZ LAÓ, C. M. 1990. Coloraciones en el Cormorán Moñudo. *Boletín del GLAM*, 9: 1-2.
- ÁLVAREZ LAÓ, C. M. 1993. Censo de aves marinas invernantes en la Península Ibérica 1992. En, G. Gorospe (Coord.): *Aves Marinas Ibéricas '92. Actas IV Congreso del GLAM 1992*, pp. 17-29. Itsas Enara Ornitologi Elkarte. Donosti.
- ÁLVAREZ-BALBUENA, F. 2000. Pico Mediano (*Dendrocopos medius*). En, F. Álvarez-Balbuena, A. Vigil, C. Álvarez-Laó, M. E. Carballeda, E. García Sánchez & J. A. García Cañal (Eds.): *Aves raras y escasas de Asturias*. Coordinadora Ornitológica d'Asturies. Avilés.
- ÁLVAREZ-BALBUENA, F., GARCÍA, E. & MÉNDEZ, M. 1997. Anuario Ornitológico d'Asturies, 1994 y 1995. *El Draque*, 2.
- ÁLVAREZ-BALBUENA, F., VIGIL, A., ALVAREZ LAÓ, C., CARBALLAL, M. E., GARCÍA SÁNCHEZ, E. & GARCÍA CAÑAL, J. A. (Coords.) 2000. *Aves raras y escasas en Asturias*. Coordinadora Ornitológica d'Asturies. Avilés.
- AMAR, A., ARROYO, B. E. & BRETAGNOLLE, V. 2000. Post-fledging dependency and dispersal in hacked and wild Montagu's Harriers *Circus pygargus*. *Ibis*, 142: 21-28.
- AMAT, J. A. 1982a. The nesting biology of ducks in the Marismas del Guadalquivir, southwestern Spain. *Wildfowl*, 33: 94-104.
- AMAT, J. A. 1982b. Parasitic laying in Red-crested Pochard *Netta rufina* nests. *Ornis Scandinavica*, 24: 65-70.
- AMAT, J. A. 1985. Nest parasitism of Pochard *Aythya ferina* by Red-crested Pochard *Netta rufina*. *Ibis*, 127: 255-262.
- AMAT, J. A. 1986. Information on the diet of the Stone Curlew in Doñana, southern Spain. *Bird Study*, 33: 71-73.
- AMAT, J. A. 1991. Aproximación a los aspectos ecológicos de las lagunas de Cádiz. En, Martos & Fernández-Palacios (Coords.): *Plan Rector de Uso y Gestión de las Reservas Naturales de las Lagunas de Cádiz*, pp. 9-11. Consejería de Cultura y Medio Ambiente. Sevilla.
- AMAT, J. A. 1993. Status of the Kentish Plover in Spain. Kentish Plover Project. *Newsletter*, 2: 2-4.
- AMAT, J. A. 1997. Focha Moruna *Fulica cristata*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las aves de España (1975-1995)*, pp. 166-167. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- AMAT, J. A. & FERRER, X. 1988. Respuesta de los patos invernantes en España a diferentes condiciones ambientales. *Ardeola*, 35: 59-70.
- AMAT, J. A., FRAGA, R. M. & ARROYO, G. M. 1999a. Replacement clutches by Kentish Plovers. *Condor*, 101: 746-751.
- AMAT, J. A., FRAGA, R. M. & ARROYO, G. M. 1999b. Brood desertion and polygamous breeding in the Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*. *Ibis*, 141: 596-607.
- AMAT, J. A., LUCIENTES, J. & FERRER, X. 1987. La migración de muda del Pato Colorado (*Netta rufina*) en España. *Ardeola*, 34(1): 79-88.
- AMAT, J. A. & SANCHEZ, A. 1982. Biología y Ecología de la Malvasía (*Oxyura leucocephala*) en Andalucía. *Doñana Acta Vertebrata*, 9: 251-320.
- AMAT, J. A. & SORIGUER, R. C. 1982. Datos sobre selección de hábitat y ecología alimenticia del Porrón Pardo (*Aythya nyroca*). *Doñana Acta Vertebrata*, 9: 388-394.
- AMAT, J. A., VISSER, G. H., PÉREZ-HURTADO, A. & ARROYO, G. M. 2000. Brood desertion by female shorebirds: a test of the differential capacity hypothesis on Kentish Plovers. *Proceedings of the Royal Society of London*, 267: 2171-2176.
- ANDALUS/DPCMA (DELEGACIÓN PROVINCIAL DE LA CONSEJERÍA DE MEDIO AMBIENTE EN HUELVA). 2002. Censo de Buitre Negro en Sierra Pelada 2001. Informe inédito.
- ANDRÉN, H. 1992. Corvid density and nest predation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology*, 73: 544-547.
- ANGELSTAM, P. 1992. Conservation of communities - the importance of edges, surroundings and landscape habitat structure. In, L. Hansson (Ed.) *Ecological Principles of Nature Conservation*, pp. 9-70. Elsevier Applied Science. London.
- ANÓNIMO. 1991. *Programa Arao. Informe Final. 1991*. SEO-SGHN-Erva-Hábitat. Pontedeume.
- ANÓNIMO. 1996. Anuario Ornitológico Asturiano, 1993. *El Draque*, 1: 53-102.

- ANÓNIMO. 1997. Regional news. *Threatened Waterfowl Specialist Group News*, 10: 6.
- ANÓNIMO. 1998. A good and bad year for Marbled Teal in Spain. *Threatened Waterfowl Specialist Group News*, 11: 8-9.
- ANÓNIMO. 1999a. *Anuario de estadística agroalimentaria*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- ANÓNIMO. 1999b. *Los planes de recuperación de especies amenazadas*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- ANÓNIMO. 2001a. Plan de emergencia para la conservación de la población de Terrera Marisma de los llanos de Los Rodeos (Tenerife). Documento operativo (inédito). Viceconsejería de Medio Ambiente. Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente.
- ANÓNIMO. 2001b. Los Humedales de la Región de Murcia. Fase 2. *Recopilación de valores faunísticos asociados a humedales de zonas áridas*. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua y Fundación Universidad-Empresa de la Región de Murcia.
- ANTOR, R. 1995. Estatus y demografía de la población pirenaica de Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*). Valoración del riesgo de extinción, y de las prioridades para su monitorización y conservación. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Diputación General de Aragón.
- ANTOR, R. 2001a. Population status and conservation of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in the Pyrenees. *Abstracts 4th Eurasian Congress on Raptors*, pp. 8. Estación Biológica de Doñana-CSIC & Raptor Research Foundation. Sevilla.
- ANTOR, R. J. 2001b. Conservation strategies for the recovery of the Bearded Vulture in North-Eastern Spain during 1998-2000. In: A. Sakoulis, M. Probonas & S. K. Xirouchakis (Eds.): *Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop 1998*, pp. 21-30. Irakleio, Crete, Greece.
- ANTOR, R. J., GIL, J. A., LORENTE, L., DIEZ, O. & BÁGUENA, G. 2000. Observaciones de Quebrantahuesos en España fuera de Pirineos. *Quercus*, 168: 10-14.
- ANTÚNEZ, A., VARGAS, J. M. & BLASCO, M. 1979. El comportamiento reproductor y alimentario de la Pagaza piconegra *Gelocbelidon nilotica* en la laguna de Fuente Piedra. *Ardeola*, 24: 227-231.
- AQUATIC WARBLER CONSERVATION TEAM. 1999. World Population, trends and conservation status of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Volgelwelt*, 120: 65-85.
- ARAGONESES, J. & PNH. 1997. Terrera marisma *Calandrella rufescens*. *Anuario Ornitológico Comunidad Valenciana 1994*: 83-84.
- ARAGÜES, A. 1992. Estudio de la Alondra de Dupont (*Cersophilus duponti*) en la región aragonesa. Tesis Doctoral. Universidad de Zaragoza.
- ARAGÜES, A. & LUCIENTES, J. 1980. *Fauna de Aragón: las aves*. Guara Editorial. Zaragoza.
- ARAGÜES, A., PÉREZ-BUJARRAL, E., LUCIENTES, J. & BIELSA, M. A. 1974. Observaciones estivales en Gallocanta (Zaragoza). *Ardeola*, 20: 229-244.
- ARAMBARRI, R. & RODRÍGUEZ, A. 1994a. Presencia en época reproductora de Pico Mediano en Alava. *Ardeola*, 41: 100-101.
- ARAMBARRI, R. & RODRÍGUEZ, A. 1994b. El Pico Mediano en los Montes de Izki. Hontza Natur Elkartea. Informe inédito para Diputación Foral de Álava.
- ARAMBARRI, R. & RODRÍGUEZ, A. 1995. *IV Campaña de protección de los aguiluchos (Circus pygargus y Circus cyaneus) en el territorio histórico de Alava*. Hontza Natura Elkartea.
- ARAMBARRI, R. & RODRÍGUEZ, A. 1996. Distribución y estima poblacional del Pico Mediano en Alava. *Ardeola*, 43 (2): 221-223.
- ARAMBARRI, R. & RODRÍGUEZ, A. 1997. Selección del hábitat de nidificación y análisis del espectro alimenticio del Pico Mediano en el marjal de Izki. Hontza Natur Elkartea. Informe inédito.
- ARANDA, Y., FERNÁNDEZ, J., GARCÍA, G. & GÓMEZ, T. 1997. Vigilancia y seguimiento general del Refugio Nacional de Caza de las Islas Chafarinas. Informe inédito para Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- ARAÚJO, J., MUÑOZ-COBO, J. & PURROY, F. J. 1977. Las rapaces y aves marinas del archipiélago de Cabrera. *Naturalia Hispanica*, 12: 1-94.
- ARCE, L. M. 1996. *La Ría de Villaviciosa. Guía de la naturaleza*. Editorial Trea. Gijón.
- ARCE, L. M. 1998. *Aves marinas de Asturias*. Editorial Trea. Gijón.
- ARCEA. 1992. Estudio da situación do Arao Común nidificante en Galicia. *Ano 1992*. Informe inédito para Servicio de Medio Ambiente Natural. Xunta de Galicia.
- ARCEA. 1994. Censo de Arao Común e outras aves mariñas e rupícolas de interese. Informe inédito para Servicio de Medio Ambiente Natural. Xunta de Galicia.
- ARCOS, E. & GIL, A. (Comps.) 2001. *Novo Catálogo de Aves Nidificantes Ameazadas en Galicia*. Sociedade Galega de Ornitoloxía. IV Congreso Galego de Ornitoloxía.
- ARCOS, F., CERRADELO, S. & BARROS, A. 2001. *Aves Petroleadas*. SEO/BirdLife y Consellería de Medi Ambient del Govern de les Illes Balears.
- ARCOS, F., MOURIÑO, J., MARTINEZ MARIÑO, J. M. & SIERRA ABRAIN, F. 1995. Notas sobre la ecología, mortalidad y evolución de las poblaciones de Arao Común (*Uria aalge*) en el suroeste de Galicia. *Chioglosa*, Vol. Especial: 53-59.
- ARCOS, F., ORTIGUEIRA, J., SALVADORES, R. & SOLÍS, L. 1995. Las concentraciones parcelarias acaban con las áreas de cría de las agachadizas. *Quercus*, 114: 46.
- ARCOS, J., BEL, Y., BERTOLERO, A., BIGAS, D., CEBOLLA, M., FRANCH, M. A., GUENOVART, X., LÓPEZ, M. A., MARTÍNEZ VILALTA, A., ORO, D., RIERA, X., RIVALES, S., VENDRELL, A. & SERVEI DE GUARDERIA DEL PARC NATURAL. 1998. Censos Nidificants 1997. *Butll. Parc Natural de l'Ebre*, 10: 46.
- ARCOS, J. M. 1998. Utilización de la flota pesquera de arrastre y de traínas como fuente de alimento por parte de la Gaviota de Audouin *Larus audouinii* y otras especies de aves marinas en la zona del Delta del Ebro. Memoria de Proyecto Life B4-3200/96/502. Informe inédito para la Generalitat de Cataluña.
- ARCOS, J. M. 2000. Baldriga balear *Puffinus mauretanicus*. *Anuari d'Ornitologia de Catalunya, 1997*: 48-49.
- ARCOS, J. M. 2001a. Situació i identificació de la Baldriga Balear *Puffinus mauretanicus* y la Baldriga Mediterrània *Puffinus yelkouan* a Catalunya. *Anuari d'Ornitologia de Catalunya, 1998*: 286-298.
- ARCOS, J. M. 2001b. Foraging ecology of seabirds at sea: significance of commercial fisheries in the NW Mediterranean. Tesis Doctoral. Universitat de Barcelona.
- ARCOS, J. M., MASSUTÍ, E., ABELLÓ, P. & ORO, D. 2000. Fish associated to floating drifting objects as a feeding resource for Balearic shearwaters *Puffinus mauretanicus* during the breeding season. *Ornis Fennica*, 77: 177-182.
- ARCOS, J. M. & ORO, D. 2002a. Significance of nocturnal purse seine fisheries for seabirds: a case study of the Ebro Delta (NW Mediterranean). *Marine Biology*, 141: 277-286.
- ARCOS, J. M. & ORO, D. 2002b. Significance of fisheries discards for a threatened Mediterranean seabird: the Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*. *Marine Ecology Progress Series*, 239: 209-220.
- ARCOS, J. M., RUIZ, X., BEARHOP, S. & FURNESS, R. W. 2002. Mercury levels in seabirds and their fish prey at the Ebro Delta (NW Mediterranean): the role of trawler discards as a source of contamination. *Marine Ecology Progress Series*, 232: 281-290.
- ARÉVALO, J. 1887. *Aves de España*. Aguado. Madrid.
- ARMENDARIZ, C. 1995. *Aves acuáticas I y II. Fauna Navarra*, pp. 17-48. Diario de Navarra y Gobierno de Navarra. Pamplona.
- ARRATÍBEL, P., DEÁN, J. I., LLAMAS, A. & MARTÍNEZ, O. (Eds.) 1995. *Anuario ornitológico de Navarra 1993-1994*. GOROSTI. Pamplona.
- ARRATÍBEL, P., DEÁN, J. I., LLAMAS, A. & MARTÍNEZ, O. (Eds.) 1996. *Anuario ornitológico de Navarra 1995, Vol. 2*. GOROSTI. Pamplona.
- ARRATÍBEL, P., DEÁN, J. I., LLAMAS, A. & MARTÍNEZ, O. (Eds.) 1998a. *Anuario Ornitológico de Navarra 1996, Vol. 3*. GOROSTI. Pamplona.
- ARRATÍBEL, P., DEÁN, J. I., LLAMAS, A. & MARTÍNEZ, O. (Eds.) 2000. *Anuario Ornitológico de Navarra 1998, Vol. 5*. GOROSTI. Pamplona.
- ARRATÍBEL, P., DEÁN, J. I., LLAMAS, A. & MARTÍNEZ, O. (Eds.) 2001. *Anuario Ornitológico de Navarra 1999, Vol. 6*. GOROSTI. Pamplona.
- ARROYO, B. 1976. Avifauna de un cantil estepárico. *Ardeola*, 23: 41-47.
- ARROYO, B. 2000. I Censo regional de Águila Real. Año 2000. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León.
- ARROYO, B. & CASTAÑO, J. P. 1997. Aguilucho cenizo. En: F. J. Purroy (Ed.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 198-199. SEO/BirdLife-Lynx Edicions. Barcelona.
- ARROYO, B. & FERREIRO, E. (Eds.) 2001. European Union Species Action Plan for Bonelli's Eagle (*Hieraetus fasciatus*). En: N. Schäffer & U. Gallo-Orsi (Eds.): *European Union action plans for eight priority bird species*. Comisión Europea. Bruselas.
- ARROYO, B. & FERREIRO, E. 1996. Actuaciones de conservación del águila real en la Comunidad de Madrid. Año 1996. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional.
- ARROYO, B., FERREIRO, E. & GARZA, V. 1990. *El Águila Real (Aquila chrysaetos) en España. Censo, distribución, reproducción y conservación*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.

- ARROYO, B., FERREIRO, E. & GARZA, V. 1995. *El Águila Perdicera (Hieraaetus fasciatus) en España. Censo, reproducción y conservación*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- ARROYO, B. & GARCÍA, J. T. 1999. Los aguiluchos cenizo (*C. pygargus*) y pálido (*C. cyaneus*) en las áreas cerealistas del Jarama: resumen de 8 años de estudio. *Anuario Ornitológico de Madrid 1998*: 14-25.
- ARROYO, B. & GARZA, V. 1995. Censo y seguimiento de las poblaciones reproductoras de algunas especies de aves en el Parque Natural de las Hoces del Río Duratón. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León.
- ARROYO, B., GARZA, V. & FERREIRO, E. 1992. La avifauna del Parque Natural de las Hoces del Río Duratón. Rapaces diurnas, rapaces nocturnas y Alondra de Dupont. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León.
- ARROYO, B. E. 1995. *Breeding ecology and nest dispersion of Montagu's Harrier Circus pygargus in central Spain*. PhD thesis. University of Oxford, UK.
- ARROYO, B. E. 1997. Diet of Montagu's Harrier *Circus pygargus* in central Spain: analysis of temporal and geographical variation. *Ibis*, 139: 664-672.
- ARROYO, B. E. 1998. Effect of diet on the reproductive success of Montagu's Harriers *Circus pygargus*. *Ibis*, 140: 690-693.
- ARROYO, B. E. 2002. Fledgling sex ratio variation and future reproduction probability in the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*). *Behav. Ecol. Sociobiol.* (on line publication).
- ARROYO, B. E. & BRETAGNOLLE, V. 2000. Evaluating the long-term effectiveness of conservation practices in Montagu's Harrier *Circus pygargus*. En, R. D. Chancellor & B. U. Meyburg (Eds.): *Raptors at Risk*, pp. 403-408. Cornwall Pica Press.
- ARROYO, B. E., DE CORNULIER, TH. & BRETAGNOLLE, V. 2002. Parental investment and parent-offspring conflicts during the post-fledging period in the Montagu's Harrier. *Anim. Behav.* 63: 235-244.
- ARROYO, B. E., GARCÍA, J. T. & BRETAGNOLLE, V. (2002b). Conservation of Montagu's Harriers *Circus pygargus* in agricultural areas. *Anim. Conserv.*, 5: 283-290.
- ARROYO, B. E., KING, J. R. & PALOMARES, L. E. 1995. Observations on the ecology of Montagu's and Marsh Harriers wintering in North-west Senegal. *Ostrich*, 66: 37-40.
- ARROYO, B. E. & PINILLA, J. 1996. A critical review of the population estimates of Montagu's Harrier in Spain: implications for conservation. En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las Aves Esteparias y su Hábitat*, pp. 91-98. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- ARROYO, J. L. 2001. Carricerín Cejudo (*Acrocephalus paludicola*). En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*, pp.197-198. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- ASENSIO, B., CANTOS, F., FERNÁNDEZ, A. & FAJARDO, I. 1992. La Lechuza Campestre en España. *Quercus*, 76: 18-24.
- ASENSIO, B. & CARRASCAL, L. M. 1987. Migratología de las Agachadizas Comunes (*Gallinago gallinago*, L.) invernantes en la Península Ibérica. *Ardeola*, 34(2): 225-242.
- ASENSIO, B. & CARRASCAL, L. M. 1992. Migration of Common Teal (*Anas crecca*) wintering in the Iberian Peninsula. *Folia Zool. Brno*, 41: 45-53.
- ASTRAIN, C. & ETXEBERRIA, A. 1988. Distribución y población de la avifauna esteparia amenazada en Navarra: situación actual y tendencias recientes. *Anuario Ornitológico de Navarra 1996, Vol.*: 45-51.
- ASTRAIN, C. & ETXEBERRIA, A. 1992. Estudio de la situación de la lechuza de Tengmalm *Aegolius funereus* en las reservas del Pirineo oriental navarro. Invierno-Primavera 2002. Informe inédito.
- ASTRAIN, C. & ETXEBERRIA, A. 1995. *Calandrella rufescens*. En, P. Arratibel, J. I. Deán, A. Llamas, O. R. Martínez (Eds.): *Anuario Ornitológico de Navarra 1993-94*, pp.122. GOROSTI. Pamplona.
- ASTRAIN, C. & ETXEBERRIA, A. 1997a. Plan de Conservación del Sisón (*Tetrax tetrax*) en Navarra. Informe inédito para el Gobierno de Navarra. Pamplona.
- ASTRAIN, C. & ETXEBERRIA, A. 1997b. Plan de recuperación de la Ganga (*Pterocles alchata*) en Navarra. Informe inédito para el Gobierno de Navarra. Pamplona.
- ASTRAIN, C. & ETXEBERRIA, A. 1998. Distribución y población de la avifauna esteparia amenazada en Navarra. En, P. Arratibel Jáuregui, J. I. Deán Pinedo, A. Llamas Saíz, O. R. Martínez Gil (Eds.): *Ornitológico de Navarra, 1998*. Vol. 3, pp. 45-51. GOROSTI. Pamplona.
- ASTRAIN, C. & ETXEBERRIA, A. 1999. *Plan de Conservación del Sisón (Tetrax tetrax) en La Rioja*. Gobierno de La Rioja. Logroño.
- ATIENZA, J. C., BANDA, E. & CORROTO, M. 2001. Estado actual de la población de Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*) en España y de las medidas llevadas a cabo para su conservación. En, J. F. Garcés & M. Corroto: *Biología y conservación del Cernícalo Primilla*, pp. 141-158. Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid y GREFA. Madrid.
- ATIENZA, J. C., PINILLA, J. & JUSTIBÓ, J. H. 2001. Migration and conservation of the Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola* in Spain. *Ardeola*, 48 (2): 197-208.
- AULÉN, G. 1988. *Ecology and distribution history of the White-Backed woodpecker Dendrocopos leucotos in Sweden*. Report No. 14, Department of Wildlife Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- AUSTIN, J. J. 1996. Molecular phylogenetics of *Puffinus* Shearwaters: preliminary evidence from Mitochondrial Cytochrome *b* gene sequences. *Mol. Phylogen. Evol.*, 6: 77-88.
- AVELLÀ, F. J., GARCÍAS, P. J., JURADO, J. R. & MUÑOZ, A. 1997. *Atles dels Ancells nidificants de Mallorca i Cabrera (1983-1994)*. Grup Balear d'Ornitologia i Defensa de la Naturaleza (GOB). Palma de Mallorca.
- AVERY, M. L., PAVELKA, M. A., BERGMAN, D. L., DECKER, D. G., KNITTLE, C. E. & LINZ, G. M. 1995. Aversive conditioning to reduce Raven predation on California Least Tern eggs. *Colonial Waterbirds*, 18: 131-138.
- AVILÉS, J. M. 1999. Distribución de la población nidificante de la Carraca *Coracias garrulus* en España. *Ardeola*, 46: 223-226.
- AVILÉS, J. M. & PAREJO, D. 1997. Dieta de los pollos de la Carraca *Coracias garrulus* en una zona mediterránea (Extremadura, suroeste de España). *Ardeola*, 44: 237-239.
- AVILÉS, J. M. & PAREJO, D. 2002. (en prensa). Diet and prey type selection by rollers (*Coracias garrulus*) during the breeding season in southwestern Iberian peninsula. *Alauda*, 00: 000-000.
- AVILÉS, J. M. & SÁNCHEZ A. 2000. Avian responses to nest-box installation in steppes of the south-west of the Iberian Peninsula (Extremadura). *Avocetta*, 24: 51-54.
- AVILÉS, J. M., SANCHEZ, J. M. & PAREJO, D. 2000a. The Roller *Coracias garrulus* in Extremadura (southwestern Spain) does not show a preference for breeding in clean nestboxes. *Bird Study*, 47: 252-254.
- AVILÉS, J. M., SANCHEZ, J. M., & PAREJO, D. 2000b. Nest-site selection and breeding success in the Roller *Coracias garrulus* in the southwest of the Iberian Peninsula. *J. Ornithol.*, 141: 345-350.
- AVILÉS, J. M., MUÑOZ, A., FUENTES, C. & PAREJO, D. 2000. Importancia de las zonas húmedas extremeñas en la ruta de migración occidental de las aves acuáticas. *Aves de Extremadura. Anuario ADENEX 1998*, 1: 35-42.
- AYALA, J. M., MATAMALA, J. M., AGUILAR, J. & GALA, J. 1995. Noticiario Ornitológico: Anade Rabudo *Anas acuta*. *Ardeola*, 42: 215.
- AYMÍ, R. 1991. Primeres recuperacions llunyanes de la Boscarla Mostaxuda (*Acrocephalus melanopogon*) a la Mediterrània occidental. *Butlletí Parc Natural Delta de l'Ebre*, 6: 38-40.
- AYMI, R., ELLIOT, A. & MARTINEZ, I. 1994. Els Ocells. En, *La Timoneda d'Alfès*, pp. 32-35. Monografies de DEPANA. Barcelona.
- AZAFZAF, H. 2001. Threatened waterfowl in Tunisia in 2001. *Threatened Waterfowl Specialist Group News*, 13: 11-12.
- BACALLADO, J. J., DELGADO, G., HERNÁNDEZ, E. & QUILIS, V. 1993. Censo y datos sobre la biología del Halcón de Berbería (*Falco peregrinoides* Temminck, 1829) en las islas Canarias. Informe inédito. Museo de Ciencias Naturales de Santa Cruz de Tenerife.
- BADOSA, E. 2001. Baldriga balear *Puffinus mauretanicus*. *Anuari d'Ornitologia de Catalunya*. 1997: 47-48.
- BAGLIONE, V. 1997. Los Córvidos en la provincia de León: nichos y mecanismos de coexistencia; la chova piquirroja como indicadora de calidad ambiental. Tesis Doctoral. Servicio de Publicaciones de la Universidad de León. León.
- BAHILLO, M. & ALONSO, I. 1998. *Fauna de Cantabria. Aves acuáticas y marinas*. Ed. Cantabria Tradicional. Torrelavega. Santander.
- BAHILLO, M. & ORIZAOLA, G. 1991. Reproducción del Charrán Común en Cantabria. *Boletín del Grupo Ibérico de Aves Marinas, GLAM*, 14: 6.
- BAHILLO, M., FERNÁNDEZ, A. & ORIZAOLA, G. 1993. Ostrero *Haematopus ostralegus*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 40: 95.
- BAILEY, R. S. 1969. Aves marinas observadas en el mar de Canarias. *Ardeola*, 13: 211-215.

- BALBONTÍN, J., PENTERIANI, V. & FERRER, M. 2000. Situación del Águila Perdicera (*Hieraetus fasciatus*) en Andalucía. Estación Biológica de Doñana-CSIC. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- BALLESTEROS, F. 1998. *Las especies de caza en España. Biología, ecología y conservación*. Estudio y Gestión del Medio, Colección Técnica. Oviedo.
- BALLESTEROS, F. 2002. Tórtolas y girasoles. Excesiva presión y descoordinada gestión cinegética. *Trofeo*, 383: 51.
- BALLESTEROS, G. A. & CASADO, J. 2000. *Guía de las aves acuáticas del Mar Menor*. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia.
- BALSA, J. 2001. *Presentación al I Congreso Internacional sobre el Conejo de Monte*. Cáceres.
- BANDA, E. & JUSTIBÓ, J. 1999. Valoración y análisis de la población de tortola común en la Comunidad de Madrid. Informe inédito. SEO/BirdLife y Comunidad de Madrid.
- BANKOVIC, A. 1997. Ferruginous Duck *Aythya nyroca*. En, W. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 104-105. T & A. D. Poyser, London.
- BANNERMAN, D. A. 1912. The birds of Gran Canaria. *Ibis*, 9(6): 557-627.
- BANNERMAN, D. A. 1914a. An ornithological expedition to the Eastern Canary Islands. Part I. *Ibis*, 10 (2): 38-90.
- BANNERMAN, D. A. 1914b. An ornithological expedition to the Eastern Canary Islands. Part II. *Ibis*, 10 (2): 228-293.
- BANNERMAN, D. A. 1914c. The distribution and nidification of the tubinares in the North Atlantic Islands. *Ibis*, 10: 438-494.
- BANNERMAN, D. A. 1922. *The Canary Islands. Their History, Natural History and Scenery*. Gurney and Jackson. London.
- BANNERMAN, D. A. 1963. *Birds of the Atlantic Islands. Vol. I. A History of the Birds of the Canary Islands and of the Salvages*. Oliver & Boyd. Edinburgh & London.
- BANNERMAN, D. A. & BANNERMAN, W. M. 1965. *Birds of the Atlantic Islands. Vol. 2. A History of the Birds of Madeira, Desertas, and the Porto Santo Islands*. Oliver & Boyd. Edinburgh & London.
- BAÑARES, A. 1988. *Hongos de los pinares de Tamadaba (Gran Canaria)*. Instituto de Estudios Canarios, C.S.I.C., Tenerife.
- BARA, T. & LEFRANC, N. 1999. Pie-grièche à poitrine rose *Lanius minor*. En, G. Rocamora, & D. Yeatman-Berthelot. (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 92-93. Société d'Études Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- BÁRCENA, F. 1978. *Anas crecca* especie nidificante en la Península Ibérica. Las Gándaras de Budiño. *Braña*, 1: 94-107.
- BÁRCENA, F. 1985. Localización e inventario de las colonias de Arao Común, *Uria aalge Pontop.*, en las costas de Galicia. Determinación de las posibles causas de su desaparición". *Bol. Est. Central de Ecología*, 28: 19-28.
- BÁRCENA, F. 1989. Censo de aves acuáticas y limícolas nidificantes. Informe inédito para la Xunta de Galicia.
- BÁRCENA, F., BERMEJO, A. & BOSCO, J. R. G. 1992. Reproducción del ostrero (*Haematopus ostralegus*) en el noroeste de la península Ibérica, con algunos datos de su invernada. *Comunicación al II Congreso Galego de Ornitoloxía, Santiago de Compostela*.
- BÁRCENA, F. & DOMÍNGUEZ, J. 1995a. *Limosa limosa*. En, Sociedade Galega de Historia Natural (Ed.): *Atlas de vertebrados de Galicia. Tomo II: Aves*, p. 417. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.
- BÁRCENA, F. & DOMÍNGUEZ, J. 1995b. *Numenius arquata*. En, Sociedade Galega de Historia Natural (Ed.): *Atlas de vertebrados de Galicia. Tomo II: Aves*, p. 418. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.
- BÁRCENA, F., DOMÍNGUEZ, J. & VILLARINO, A. 1987. El Sisón (*Tetrax tetrax*) en Galicia (NW de España). En, V. Ena (Ed.): *I Congreso Internacional de Aves Esteparias*, pp. 163-173. Junta de Castilla y León. León.
- BÁRCENA, F., DE SOUZA, J. A., FERNÁNDEZ DE LA CIGOÑA, E. & DOMÍNGUEZ, J. 1987. Las colonias de aves marinas de la costa Occidental de Galicia. Características, censo y evolución de sus poblaciones. *Ecología*, 1: 187-210.
- BÁRCENA, F., TEIXEIRA, A. M. & BERMEJO, A. 1984. Breeding seabirds populations in the Atlantic sector of the Iberian peninsula. In, J. P. Croxall, P. G. H. Evans & R. W. Schreiber (Eds.): *Status and conservation of the world's seabirds*, pp. 335-345. ICBP Technical Publication No. 2. Cambridge.
- BARGAIN, B. 1999. Panure à moustaches (*Panurus biarmicus*). En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot: *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 140-141. Société d'Études Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- BARGAIN, B., GELINAUD, G., LE MAO, P. & MAOUT, J. 1999. Les limicoles nicheurs de Bretagne. *Penn ar Bed*, 171-172: 1-68.
- BARONE, R. & EMMERSON, K. W. 1995. Distribución, estatus y características del hábitat de la Terrera Marismeña *Calandrella rufescens* (Vieillot, 1820) en la isla de Tenerife, Canarias (Aves: Alaudidae). *Rev. Acad. Canar. Cienc.*, VII (Núms. 2, 3 y 4): 47-61.
- BARONE, R., LORENZO, J. A. & GONZÁLEZ, C. 2001. Situación del Cuervo (*Corvus corax*) en la isla de Tenerife. Informe inédito de la Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife.
- BARONE, R. & SIVERIO, F. 1989. Alcaraván (*Burbinus oedicnemus*). Noticario Ornitológico. *Ardeola*, 36 (2): 246-247.
- BARONE, R., SIVERIO, F. & TRUJILLO, D. 1992. Datos recientes sobre el Alcaraván (*Burbinus oedicnemus* L., 1758) en la Isla de La Palma (Canarias). *Vieraea*, 21: 168.
- BARONE, R. & TRUJILLO, D. 2000. Charrán Común *Sterna birundo*. Noticario Ornitológico. *Ardeola*, 47(1): 168.
- BARQUÍN, P., GARZA, V., GONZÁLEZ, J. L., GONZÁLEZ, M. & TEJEDOR, O. 1997. Situación de las poblaciones de Águila Real, Águila Perdicera, Alimoche, Buitre Leonado y Halcón Peregrino en Cantabria. Informe inédito del Departamento de Geografía, Urbanismo y Ordenación del Territorio de la Universidad de Cantabria para la Consejería de Ganadería, Agricultura y Pesca de la Diputación Regional de Cantabria.
- BARRAGÁN, A. 2001a. Cerceta Carretona *Anas querquedula*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, p. 104. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- BARRAGÁN, A. 2001b. Cerceta Pardilla *Marmaronetta angustirostris*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, p. 105. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- BARRIOS, F. 1993. Vencejo Cafre. Vivir en casa ajena. *La Garcilla*, 87: 22-23.
- BARRIOS, F. 1994. Primeros datos sobre reproducción del Vencejo Cafre en España. *Quercus*, 95: 6-8.
- BARROS, A. & GALÁN, P. (Eds.) 2000. *V Anuario das Aves de Galicia 1997*. Grupo Naturalista Hábitat. A Coruña.
- BARROS, C. 1995. Contribución al estudio de la biología y ecología del Alcaraván (*Burbinus oedicnemus*) en España. Tesis doctoral. Universidad Complutense. Madrid.
- BARROS, C., DE BORBÓN, M. N. & DE JUANA, E. 1996. Selección de hábitat del Alcaraván (*Burbinus oedicnemus*), la Ganga (*Pterocles alchata*) y la Ortega (*Pterocles orientalis*) en pastizales y cultivos de La Serena (Badajoz, España). En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las Aves Esteparias y su Hábitat*, pp. 221-229. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- BARROS, C. & DE JUANA, E. 1997. Éxito reproductivo del Alcaraván *Burbinus oedicnemus* en La Serena (Badajoz, España). *Ardeola*, 44: 199-206.
- BARROSO, J. L. & PARRA, J. 1996. La Cigüeña Negra en Huelva y Sevilla (Andalucía), España. Comunicación, *II Conferencia Internacional sobre la Cigüeña Negra, marzo 1996*. ADENEX. Trujillo.
- BASANTA, L. F. 1986. *Fauna de Castilla-La Mancha. Aves*. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo.
- BASOA. 2001. Estudio de las poblaciones de Pico Dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) en los Montes de Kinto Real. Informe inédito. Proyecto de Ordenación Forestal de los Montes de Kinto Real.
- BATTEN, L. A., BIBBY, C. J., CLEMENT, P. ELLIOT, G. D. & PORTER, R. F. 1990. *Red Data Birds in Britain*. T & AD Pysers. Londres.
- BAYONA, J. M. & DÍEZ, S. 2001. La contaminación química de la cuenca baja del río Ebro. Posibles incidencias asociadas al PHN. En, N. Prat & C. Ibáñez (Eds.): *El curso inferior del Ebro y su Delta. Situación Actual. Impacto Ambiental del Plan Hidrológico Nacional*, pp. 235-260. Informe inédito del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona para la Universidad de Cantabria. Barcelona.
- BEA, A. (Ed.). 1998. *Vertebrados continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Gobierno Vasco. Vitoria.
- BEAUBRUN, P.-C., THEVENOT, M. & SCHOUTEN, J. 1988. Wintering and summer water bird populations in the Kbniffss Lagoon. In, M. Dakki & W. Lignyde (Eds.): *The Kbniffss Lagoon and its surrounding environment (province of La'youne, Morocco)*, pp. 125-139. Trav. Inst. Sci. Rabat. Mémoire hors série. Rabat.

- BEINTEMA, A. & SAARI, L. 1997. Snipe *Gallinago gallinago*. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 132-133. T & A. D. Poyser, London.
- BEINTEMA, A. J. & MELTER, J. 1997. Limosa limosa Black-tailed Godwit. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 294-295. T & A. D. Poyser, London.
- BEITIA, R., DAGUERRE, L., CLOUTE, M.-L. & MENDIOLA, I. 2001. Observation de la migration transpyrénéenne des colombidés de 1999/2000. *Naturzale. Cuadernos de Ciencias Naturales*, 16: 13-30.
- BELDA, E. J. & SÁNCHEZ, A. 2001a. Seabird mortality in the western Mediterranean: factors affecting bycatch and proposed mitigating measures. *Biol. Conserv.*, 98: 357-363.
- BELDA, E. J. & SÁNCHEZ, A. 2001b. Conflictos entre aves marinas y actividades pesqueras en el entorno de la R. N. de las Islas Columbretes. *La Garcilla*, 110: 21.
- BELHAMRA, M. 1997. Les effets de la sélection sur la variabilité des tendances sexuelles et migratoires dans une population captive de Caille des blés (*Coturnix coturnix*). Contribution à la connaissance des processus micro-évolutifs dans les populations naturelles. Tesis Doctoral. Universidad de Rennes I. Rennes.
- BENEDI, B. 2001. Memoria de anillamiento. Informe inédito. Delegación Burgalesa de Caza.
- BENÍTEZ CIDONCHA, J. M. 2002. Carricerín Real *Acrocephalus melanopogon*. *Ardeola*, 49: 193.
- BENITO, J. L., BALLESTEROS, GIL, J. & GONZÁLEZ-QUIRÓS, P. 1992. Situación, problemática y conservación del águila real en Asturias. Comunicación a las *XI Jornadas Ornitológicas Españolas*. Mérida. Cáceres.
- BENITO, V., DEVESA, V., MUÑOZ, O., SUÑER, M. A., MONTORO, R., BAOS, R., HIRALDO, F., FERRER, M., FERNÁNDEZ, M. & GONZÁLEZ, M. J. 1999. Trace elements in blood collected from birds feeding in the area around Doñana National Park affected by the toxic spill from the Aznalcóllar mine. *The Science of the Total Environment*, 242 (1-3): 309-323.
- BERDNORZ, J. & GRANT, M. 1997. *Numenius arquata*. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 300-301. T & A. D. Poyser, London.
- BERG, A. 1992. Factors affecting nest-site choice and reproductive success of curlews *Numenius arquata* on farmland. *Ibis*, 134: 44-51.
- BERGIER, P. 1987. Les rapaces diurnes du Maroc. Statut, repartition et Ecologie. *Annales du CEEP*, 3. BERGMANN, H. H & KLAUS, S. 1994. Distribution, status and limiting factors of black grouse (*Tetrao tetrix*) in Central Europe, particularly Germany. *Game & Wildlife*, 11: 99-122.
- BERLIC, G. 1983. Nidification du Pluvier guignard (*Endromias morinellus*) en Cerdagne espagnole. *L'Oiseau et RFO*, 53: 180.
- BERMEJO, A., CARRERA, E., DE JUANA, E. & TEIXEIRA, A. M. 1986. Primer censo general de gaviotas y charranes (Laridae) invernantes en la Península Ibérica (enero de 1984). *Ardeola*, 33: 47-68.
- BERMEJO, A., DE LA PUENTE, J. & SEOANE, J. (Ed.) 2000. *Anuario ornitológico de Madrid 1999*. SEO-Monticola. Madrid.
- BERMEJO, A., DE LA PUENTE, J. & SEOANE, J. (Ed.) 2001. *Anuario ornitológico de Madrid 2000*. SEO-Monticola. Madrid.
- BERMEJO, A. & RODRÍGUEZ SILVAR, J. 1983. Situación del Arao Común, *Uría aalge ibericus* como especie nidificante en Galicia. *Alytes*, 1. 343-346.
- BERMEJO, A. & RODRÍGUEZ SILVAR, J. 1994. Recuperación en Iberia de Álcidos anelados. *Braña*, 1: 91-98.
- BERNIS, F. 1948. Las aves de las Islas Sisargas en Junio. *Bol. R. Soc. esp. Hist. Nat.*, XLVI (9-10): 647-814.
- BERNIS, F. 1963. Para el status de *Tadorna tadorna* en España. *Ardeola*, 8: 272-273.
- BERNIS, F. 1964a. *Información española sobre Anátidas y focas (época invernal)*. Publicación Especial. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- BERNIS, F. 1964b. La invernada y migración de nuestros ánsares. *Ardeola*, 9: 67-107.
- BERNIS, F. 1966a. *Aves Migradoras Ibéricas*. Vol. I, Fascículos 1°-4°. Publicación Especial de la Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- BERNIS, F. 1966b. El Buitre Negro (*Aegyptius monachus*) en Iberia. *Ardeola*, 12: 45-100.
- BERNIS, F. 1967. *Aves Migradoras Ibéricas*. Vol. I, Fascículo 5°. Publicación Especial de la Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- BERNIS, F. 1968. Recensión sobre Brosset y Ollier (1966). *Ardeola*, 12: 264.
- BERNIS, F. 1970. *Aves Migradoras Ibéricas*. Vol. II, Fascículo 6°. Publicación Especial de la Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- BERNIS, F. 1971. *Aves Migradoras Ibéricas*. Vol. II, Fascículos 7°-8°. Publicación Especial de la Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- BERNIS, F. 1966-1971. *Aves migradoras ibéricas*. Vols. I-III. Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- BERNIS, F. 1972. Breve reseña geográfica, migratológica y demográfica sobre algunas aves acuáticas censadas. *Ardeola*, 17-18.
- BERNIS, F. 1974. De la fuerte declinación sufrida por el *Falco naumanni* en Madrid y su provincia. *Ardeola*, 20: 351-354.
- BERNIS, F. 1980. *La migración de las aves en el estrecho de Gibraltar. Vol. I. Aves planeadoras*. Universidad Complutense. Madrid.
- BERNIS, F. 1995. *Diccionario de nombres vernáculos de aves*. Gredos. Madrid.
- BERNIS, F. & CASTROVIEJO, J. 1966. Aves de las islas Columbretes en primavera. *Ardeola*, 12: 143-163.
- BERNIS, F. & IRIBARREN, J. J. 1968. Observación del pico dorsiblanco (*Dendrocygus leucotos*) en el Pirineo navarro. *Ardeola* 12, 239-240.
- BERTHOLD, P. 1999. A comprehensive theory for the evolution, control and adaptability of avian migration. *Ostrich*, 70(1): 1-11.
- BERTOLERO, A. 1999. Conservación de Especies Prioritarias en Humedales Mediterráneos: el Avetoro (*Botaurus stellaris*). Proyecto Life de la Unión Europea B4-3200/96/502. Memoria de las actividades realizadas durante el 1998 en el Delta del Ebro. Informe inédito para Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- BERTOLERO, A. 2000. Conservación de Especies Prioritarias en Humedales Mediterráneos: el Avetoro (*Botaurus stellaris*). Proyecto Life de la Unión Europea B4-3200/96/502. Memoria de las actividades realizadas durante 1999 en el Delta del Ebro. Informe inédito para Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- BERTOLERO, A. 2001. Seguiment del Bitó *Botaurus stellaris* al delta de l'Ebre durant l'any 2001. Informe inédito para Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- BERTOLERO, A. 2002. Breeding biology of Redshanks *Tringa totanus* in the Ebro Delta, NE Spain. *Wader Study Group Bulletin*, 98: 41-43.
- BERTOLERO, A. & MARTÍNEZ VILALTA, A. 2001. Xatrac beclarg, *Sterna sandvicensis*. *Anuari d'Ornitologia de Catalunya 1998*: 160-161
- BERTRÁN, J. & MARGALIDA, A. 1999. Copulatory behavior of the Bearded vulture. *Condor*, 101: 164-168.
- BERTRÁN, J. & MARGALIDA, A. 2002b. Territorial behaviour of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in response to the Griffon Vulture (*Gyps fulvus*). *Journal of Field Ornithology*, 73: 86-90.
- BERTRÁN, J. & MARGALIDA, A. 2002a. Social organization of a trio of Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*): Sexual and parental roles. *Journal of Raptor Research*, 36: 65-69.
- BEVANGER K. 1995. Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *Journal of Applied Ecology*, 32: 745-753.
- BIBBY, C. J. 1982. Studies of West Palearctic birds. 184. Moustached Warbler. *British Birds*, 75: 346-359.
- BIBBY, C. J. & HILL, D. A. 1987. Status of the Fuerteventura Stonechat *Saxicola dacotiae*. *The Ibis*, 129: 491-498.
- BIBER, J. P. 1990. *Action plan for the conservation of Western Lesser Kestrel Falco naumanni populations*. ICBP Study report No 41. ICBP, Cambridge.
- BIBER, J. P. 1993. Status and distribution of the gull-billed tern (*Sterna nilotica*) in the Western Palearctic. En, J. S. Aguilar, X. Monbailiu & A. M. Paterson (Eds.): *Status and conservation of Seabird*. SEO/BirdLife. Madrid.
- BIBER, J. P. 1996. Action plan for the conservation of Lesser Kestrel. En, B. Heredia, L. Rose & M. Painter (Eds.): *Globally threatened birds in Europe. Action plans*. Editions du Conseil de l'Europe. Estrasburgo.
- BIGAS, D. & VIDAL, F. 2002. Censos d'ocells nidificants al delta de l'Ebre. Informe inédito. Parc Natural Delta de l'Ebre. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya
- BIGAS, D., VIDAL, F. & FOUQUES, V. 2001. Censos de ocells nidificants 2001. *Limicoles*. Informe inédito para Parc Natural Delta de l'Ebre. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- BIGNAL, E. 1994. Chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 420-421. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- BIGNAL, E. & CURTIS, D. J. (Eds.). 1988. *Choughs and Land-use in Europe*. Scottish Chough Study Group. Argyll.

- BIJLEVELD, M. 1974. *Birds of prey in Europe*. MacMillan Press. London.
- BIJLSMA, R. G. 1997. Black Kite *Milvus migrans*. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 132-133. T & A. D. Poyser, London.
- BIJLSMA, R. G., HUSTINGS, F. & CAMPHUYSEN, C. J. (Eds.) 2001. *Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland 2)*. GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij. Haarlem/Utrecht.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2000. *Threatened birds of the world*. Lynx Edicions y BirdLife International. Barcelona y Cambridge, Reino Unido.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL/EBCC (EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL). 2000. *European bird populations: estimates and trends*. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 10).
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. En prep. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12).
- BIRKAN, M. 1999. Perdrix Grise *Perdix perdix*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 288-289. Societé d'Études Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- BIRKAN, M. & JACOB, M. 1988. *La Perdrix Grise*. Hatier, Paris.
- BLANC, F., LEDEME, P. & BLANC, C. 1986. Variation géographique de la diversité génétique chez la Perdrix Grise. *Gibier Faune Sauvage*, 3: 5-41.
- BLANCO, G. 1994. Valoración de las poblaciones de Codorniz y Tórtola Común en la Comunidad de Madrid. Informe inédito. SEO/BirdLife y Agencia de Medio Ambiente/Comunidad de Madrid.
- BLANCO, G. 1997. Role of refuse as food for migrant, floater and breeding Black Kites *Milvus migrans*. *Journal of Raptor Research*, 31: 71-76.
- BLANCO, G. 1999. Abundancia en distintos medios y estimación del tamaño de la población de tórtola común (*Streptopelia turtur*) en Madrid. *Anuario Ornitológico de Madrid 1998*: 26-37.
- BLANCO, G. 2002. *Chova Piquirroja*. En, J. C. Del Moral, B. Molina, J. De la Puente, & J. Pérez-Tris (Eds.): *Atlas de las Aves Invernantes en Madrid. 1999-2001*. SEO-Monticola y Comunidad de Madrid. Madrid.
- BLANCO, G., CUEVAS, J. A. & FARGALLO, J. A. 1991. La población de Chova Piquirroja *Pyrrhocorax pyrrhocorax* en el Sureste de Madrid (Centro de España). *Ardeola*, 38: 91-99.
- BLANCO, G., CUEVAS, J. A. & FARGALLO, J. A. 1999. Breeding density and distribution of Choughs *Pyrrhocorax pyrrhocorax* nesting in river cliffs: the roles of nest-site availability and nest-site selection. *Ardea*, 86: 237-244.
- BLANCO, G., FARGALLO, J. A. & CUEVAS, J. A. 1993. Seasonal variations in numbers and levels of activity in a communal roost of Choughs *Pyrrhocorax pyrrhocorax* in Central Spain. *Avocetta*, 17:41-44.
- BLANCO, G., FARGALLO, J. A. & CUEVAS, J. A. 1994. Consumption rates of olives by Choughs *Pyrrhocorax pyrrhocorax* in Central Spain: variations and importance. *Journal of Field Ornithology*, 65: 482-489.
- BLANCO, G., FARGALLO, J. A., CUEVAS, J. A. & TELLA, J. L. 1998. Effects of nest-site availability and distribution on density dependent clutch size and laying date in the Chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. *Ibis*, 140: 252-256.
- BLANCO, G., FARGALLO, J. A., TELLA, J. A. & CUEVAS, J. A. 1996. Role of buildings as nest-sites on the range expansion and conservation of Choughs in Spain. *Biological Conservation*, 79: 117-122.
- BLANCO, G. & TELLA, J. L. 1997. Protective association and breeding advantages of choughs nesting in lesser kestrel colonies. *Animal Behaviour*, 54: 335-342.
- BLANCO, G. & TELLA, J. L. 1999. Temporal, spatial and social segregation of red-billed choughs between two types of communal roost Choughs: a role for mating and territory acquisition. *Animal Behaviour*, 57: 1219-1227.
- BLANCO, G., TELLA, J. L. & TORRE, I. 1998. Traditional farming and key foraging habitats for chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax* conservation in a Spanish pseudosteppe. *Journal of Applied Ecology*, 35: 232-239.
- BLANCO, J. C. & GONZÁLEZ, J. L. (Eds.) 1992. *Libro Rojo de los Vertebrados de España*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- BLAS, J. 2002. Edad y reproducción en el Milano Negro (*Milvus migrans*). Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. Sevilla.
- BLASCO, M. & SÁNCHEZ, J. M. 1984. Rendimientos de los manejos realizados en la laguna de Fuentespedra. En, *Las Zonas Húmedas en Andalucía*. Monografías de la Dirección General de Medio Ambiente. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo.
- BLEACH, M. 1892. *Colección Universal de Animales Insectívoros*. Barcelona.
- BLONDEL, J. & ARONSON, J. 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press. Oxford.
- BOBEK, M. 2000 (en línea). African Odyssey. <http://capt.internet.cz> [consulta: 3 octubre 2002].
- BOBEK, M., POJER, F., PESKE, L. & SIMEK, J. 2001. Wintering of Black Storks (*Ciconia nigra*) from the Czech Republic in different parts of Africa. *III International Black Stork Conference, March 2001*. Fourneau Saint-Michel.
- BOGLIANI, G., FASOLA, M., CANOVA, L., & SAINO, N. 1990. Food and foraging rhythm of a specialized Gull-billed Tern population *Gelochelidon nilotica*. *Ethology, Ecology & Evolution*, 2: 175-181.
- BOLLE, C. 1854. Bemerkungen über die Vögel der canarischen Inseln. *J. Orn.*, 2: 447-462.
- BOLLE, C. 1857. Mein zweiter Beitrag zur Vogelkunde der canarischen Inseln. *J. Orn.*, 5: 305-351.
- BONAL, R. & VIÑUELA, J. 1998. Las plagas de topillo en España: enigmas, folklore y problemas de conservación. *Quercus*, 146:35-39.
- BORT, J. 1993. Aumento artificial de los lugares de cría del Buho Chico (*Asio otus*) y Alcotán (*Falco subbuteo*) en la provincia de Castellón. Informe inédito. Grup d'estudi i proteccio de les rapaces.
- BORT, J., AGUERAS, M., SURROCA, M. & RAMIA, F. 1995. Situación del Aguilucho Cenizo *Circus pygargus* en el País Valenciá. *Alytes*, VII: 275-296.
- BORY DE SAINT-VICENT, J. B. G. M. 1888. *Ensayos sobre las Islas Afortunadas y la antigua Atlántida o compendio de la historia general del archipiélago canario*. J. A. D. L.
- BOS, J. F., ESSETTI, F. P. & GILISSEN, N. L. M. 2000. Record counts of Marbled Teal in Tunisia, October 1999: consequences for population estimates and distribution. *Threatened Waterfowl Specialist Group News*, 12: 49-53.
- BOSCAJE, S. L. 2000. Censo y seguimiento de la Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*) en las provincias de Ávila y Segovia durante el año 2000. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León.
- BOSCAJE, S. L. 2001. Censo y seguimiento de la Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*) en las provincias de Ávila y Segovia durante el año 2001. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León.
- BOTA, G. 2002. Aproximació a la situació de l'ornitofauna estèpica a Catalunya. Comunicació, *I Jornades Tècniques Internacionals de Conservació i Gestió de Zones Estèpiques*, marzo 2002. Lleida.
- BOUDAREL, P. & GARCIA-GONZALEZ, R. 1991. Approche du régime alimentaire du Lagopède alpin (*L. m. pyrenaicus*) dans les Pyrénées occidentales: printemps-été-automne. *Acta Biol. Montana*, 10: 11-23.
- BOUMEZBEUR, A. 1992. Le statut de l'érismature a tete blanche et du fuligule nyroca dans le complexe d'El Kala, Algérie, de 1990 a 1992. *IWRB Threatened Waterfowl Research Group Newsletter*, 2: 4-5.
- BOURNE, W. R. P. 1955. The birds of the Cape Verde Islands. *Ibis*, 97: 508-555.
- BOURNE, W. R. P., MACKRILL, E. J., PATERSON, A. M. & YÉSOU, P. 1988. The Yelkouan Shearwater *Puffinus (puffinus?) yelkouan*. *Brit. Birds*, 81: 306-319.
- BOUTIN, J. M. 2001a. Elements for a turtle dove (*Streptopelia turtur*) management plan. *Game and wildlife Science*, 18(1): 87-112.
- BOUTIN, J. M. 2001b. Les populations de colombidés nicheurs en France. *Faune Sauvage. Cahiers Techniques*, 253: 26-32.
- BOUTIN, J. M., BARBIER, L. & ROUX, D. 2001. Suivi des effectifs nicheurs d'alaudidés, colombidés et turdidés en France: le programme ACT. *Alauda*, 1(1): 53-61.
- BOUTIN, J. M., BARBIER, L. & TESSON, J. L. 2000. La Caille des blés. *Faune Sauvage. Cahiers techniques*, 251: 106-113.
- BRACKO, F. 1986. Rapid population decrease of Roller *Coracias garrulus* in Slovenia. *Acrocephalus*, 7: 49-52.
- BRADLEY, P. 1986. The breeding biology of Audouin's Gull on Chafarinas Islands. In, MEDMARAVIS & X. Monbailliu (Eds.): *Mediterranean Marine Avifauna. Population Studies and Conservation*, pp. 221-230. NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag. Berlín.
- BRENOT, J. F. & NOVOA, C. 2001. *Programme de recherches sur le Lagopède alpin (Lagopus mutus) dans les Pyrénées. Synthèse des travaux 1998-2000*. Rapport inédit. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.
- BRETAGNOLLE, V. 1992. Variation géographique des vocalisations de pétrels ouest-paléarctiques et suggestions taxonomiques. *Alauda*, 60: 251-252.

- BRETAGNOLLE, V. & ZOTIER, R. 1998. Levels of endemism in Mediterranean procariiformes: evidence from morphometrics, behaviour and genetics. In, J. G. Walmsley, V. Goutner, A. El Hili & J. Sultana (Eds.): *Ecologie des oiseaux marins et gestion intégrée du littoral en Méditerranée*, pp. 10-30. Association "Les Amis des Oiseaux" & MEDMARAVIS. Tunis.
- BRICHETTI, P. 1992. Mignattaio *Plegadis falcinellus*. En, P. Brichetti, P. de Franceschi, & N. Baccetti (Eds.): *Fauna d'Italia, Aves I.*, pp. 226-233. Edizioni Calderini, Bologna.
- BROUWER, G. A. 1964. Some data on the status of the Spoonbill *Platalea leucorodia* in Europe, especially in the Netherlands. *Zool. Meded. (Leiden)*, 39: 481-521.
- BROWN C. J. 1990. Breeding biology of the Bearded Vulture in southern Africa, Part I: the pre-laying and incubation periods. *Ostrich*, 61: 24-32.
- BROWN, L. & AMADON, D. 1968. *Eagles, Hawks and Falcons of the World*. Country Life Books. London.
- BROWN, L. H., URBAN, E. K., & NEWMAN, K. 1982. *The Birds of Africa. Vol. 1*. Academic Press, London.
- BRUCE, S. 1977. *Crows, Jays, Ravens and Their Relatives*. Davies & Charles (Eds.). London.
- BRUDENELL-BRUCE, P. G. C. 1964. la presencia de Vencejo Culiblanco en la provincia de Cádiz. *Ardeola*, 12: 135.
- BRUZEL, M. & DRÜKE, J. 1989. Kingfisher. En, I. Newton: *Lifetime reproduction in birds*. Academic Press. London.
- BUENESTADO, F. 1992. Primera cita de reproducción e Elanio Azul (*Elanus caeruleus*) en Andalucía. *Oxyura*, 6(1): 97-98.
- BUENO, A. 1995. Las aves limícolas de Aragón. *Lucas Mallada*, 7: 77-104.
- BUENO, J. M. & SÁNCHEZ, A. 1997. Colirrojo Real *Phoenicurus phoenicurus*. En, F. J. Purroy (Ed.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 364-365. SEO/BirdLife-Lynx Edicions. Barcelona
- BUNN, D. S., WARBURTON, A. B. & WILSON, R. D. S. 1982. *The Barn Owl*. T & A D Poyser. Calton.
- BURR, T.A., WINCHELL, C. S., HARVEY, N. C. & KOEHLER, C. E. 1998. Radio telemetry as a management tool for the recovery of the San Clemente Loggerhead Shrike (*Lanius ludovicianus mearnsi*). *IBCE Tech. Publ.*, 7: 51-54.
- BYERS, C., OLSON, U. & CURSON, J. 1995. *Buntings and sparrows. A guide to the buntings and north american sparrows*. Pica Press, The Banks.
- BYRD, M. A. 1978. Dispersal and movements of six North American ciconiiforms. En, A. Sprunt IV, J. Ogden & S. Winckler (Eds.): *Wading birds*, pp. 161-185. Natl. Audubon Soc. Res. Rep. No. 7.
- CABELLO DE ALBA JURADO, F. 2002. Anade Rabudo *Anas acuta*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 49: 179.
- CABO, J. M. 1989. Aportación al conocimiento y crecimiento de la Pardela Cenicienta (*Calonectris diomedea*, Scopoli, 1779) en las Islas Chafarinas. Tesis doctoral. Universidad de Extremadura.
- CABO, J. M., SÁNCHEZ, J. M. 1984. Nouvelles données sur *Gelochelidon nilotica* au Maroc et sur son regime alimentaire. *Alauda*, 54(3): 207-212.
- CABRERA, A. 1893. Catálogo de las aves del Archipiélago Canario. *Anal. Soc. Esp. Hist. Nat.*, 22: 1-70.
- CABRERA, M., HERNÁNDEZ, F., BALLARÍN, I., PELA, O. E. & GUIRAL, J. J. 1987. Últimos datos sobre la distribución y el estado de la población de Avutarda (*Otis tarda*) en Aragón. En, *Actas del I Congreso Internacional de Aves Esteparias*, pp. 11-17. Junta de Castilla y León. León.
- CADE, T. J. 1982. *Falcons of the world*. Cornell University Press. New York.
- CADIOU, B. 1999. Cormoran Huppé *Phalacrocorax aristotelis desmarestii*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 464. Société d'Études Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- CADIOU, B. & SIORAT, F. 1999. Guillemot de Troil *Uria aalge*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 82-83. Société d'Études Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- CALADO, M. 1996. Status and Conservation at Ria Formosa Natural Park, Algarve, Portugal. *Colonial Waterbirds*, 19: 78-80.
- CALDERÓN, J. 1977. El papel de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en la dieta de los predadores ibéricos. *Doñana Acta Vertebrata*, 4: 61-126.
- CALDERÓN, J. 1983. La perdiz roja (*Alectoris rufa*). Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- CALDERÓN, J., CASTROVIEJO, J., GARCÍA, L. & FERRER, M. 1988. El Aguila Imperial (*Aquila adalberti*): dispersión de los juvenes, estructura de edades y mortalidad. *Doñana Acta Vertebrata*, 15(1): 79-98.
- CALDERÓN, M., CAPILLA, J. E., GALAN, C., GÓMEZ, CALZADO, M., GONZÁLEZ, A., LARIOS, J., LOZANO, L., LOZANO, S., NÚÑEZ, J. C., RIVAS, A. L., RODRÍGUEZ. 1995. Situación actual del Aguilucho Cenizo *Circus pygargus* en Extremadura. *Alytes*, VII: 409-417.
- CALLAGHAN, D. A. (Comp.) 2001. Ferruginous Duck, *Aythya nyroca*. In, N. Schäffer & U. Gallo-Orsi (Eds.): *European Union action plans for eight priority bird species*. BirdLife International. European Commission. Luxemburgo.
- CALLE, D. 1989. Los embalses de Pedro Marín, Doña Aldonza y Puente de la Cerrada. *Oxyura*, 5: 93-106.
- CALVO, B. 1993. Nota breve sobre la población nidificante de *Glareola pratincola* en la provincia de Sevilla. *Ecología*, 7: 455-456.
- CALVO, B. 1994. Effects of agricultural landuse on the breeding of Collared pratincole (*Glareola pratincola*) in south-west Spain. *Biological Conservation*, 70: 77-83.
- CALVO, B. & ALBERTO, J. L. 1990. Nest site selection of the Collared pratincole (*Glareola pratincola*) in the province of Seville, Spain. *Wader Study Group Bulletin*, 58: 13-15.
- CALVO, J. F. & ROBLEDANO, F. 1991. Tarro Blanco *Tadorna tadorna*. En, V. Urios, J. V. Escobar, R. Pardo & J. A. Gómez (Eds.): *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*, pp. 86-87. Generalitat Valenciana. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Valencia.
- CALVO, J. M. 1998. Alimentación invernal de la Lechuza Campestre *Asio flammeus* en una localidad del Norte de España. En, R. D. Chancellor, B. U. Meyburg & J. J. Ferrero (Eds.): *Holarctic Birds of Prey*, pp. 467-474. ADENEX-WWGBP. Badajoz.
- CALVO SENDÍN, J. F., SÁNCHEZ ZAPATA, J. A. & MARTÍNEZ TORRECILLAS, J. E. 1997. *Investigación sobre las rapaces rupícolas nidificantes en la región de Murcia. Memoria*. Grupo de Investigación de Ecosistemas Mediterráneos (Universidad de Murcia). Convenio de Cooperación entre la Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua y la Fundación Universidad-Empresa de Murcia.
- CAMA-CASTILLA LA MANCHA. 2003. Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Castilla-La Mancha. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.
- CAMPBELL, L. H., AVERY, M. J., DONAD, P., EVANS, A. D., GREEN, R. D. & WILSON, J. D. 1997. *A review of the indirect effects of Pesticides on Birds*. Joint Nature Conservation Committee. Report No. 227. Peterborough.
- CAMPHUYSEN, C. J. 1989. Beached bird surveys in the Netherlands 1915/1988. Seabird mortality in the southern North Sea since the early days of oil pollution. Technisch Rapport Vogelbescherming 1. Werkgroep Noordzee, Amsterdam.
- CAMPIÓN, D. 1998. Influencia de la estructura forestal sobre la densidad y distribución del pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) y el hábitat del urogallo (*Tetrao urogallus*) en Irati. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- CAMPOS, B., CAMPOS, M. L., LÓPEZ, M., ALBERDI, M., ORTUÑO, A., RAMOS, A. J., ARAGONESES, J., GARCÍA, P., HERNÁNDEZ, J., BOTELLA, A., VILLALBA, J., LÓPEZ, J. M., SÁNCHEZ, A. & HERNÁNDEZ, J. A. 2001. *Atlas de las aves nidificantes del Alto Vinalopó (Alicante)*. Asociación Villenense de Amigos de la Naturaleza. Villena.
- CAMPOS, B., CAÑIZARES, J. A., FERNÁNDEZ, A., GONZÁLEZ, A. J., LARA, A. J., PICAZO, J., REOLID, J. M. & VELASCO, T. 2001. *Anuario Ornitológico de Albacete 1997-1998*. Instituto de Estudios Albacetenses "Don Juan Manuel". Diputación de Albacete.
- CAMPOS, B. & LÓPEZ, M. 1996. Densidad y selección de hábitat del Sisón (*Tetrao tetrix*) en el Campo de Montiel (Castilla-La Mancha, España). En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de Aves Esteparias y su Hábitat*, pp. 201-209. Junta de Castilla y León, Valladolid.
- CANNELL, I. C., MUNDY, P. J. & ROCKINGHAM-GILL, J. 1996. La Cigüeña Negra en Zimbabwe. *II Conferencia Internacional sobre la Cigüeña Negra, marzo 1996*. ADENEX. Trujillo.
- CANO, A. 1960. Sobre nidificación de *Erythroprocygia galactotes* en Pechina, Almería. *Ardeola*, 6: 320-323.
- CANO, A. 1968. Abundante presentación de *Rhodopechys githaginea* en Almería. *Ardeola*, 14: 227.
- CANO, A. & KÖNIG, C. 1971. Der Wüstengimpel (*Rhodopechys githaginea*) Brutvogel in Europa. *Journal für Ornithologie*, 112: 461-462.
- CANTOS, F. J. 1992. Migración e invernada de la Familia Sylviidae (Orden Passeriformes, Clase Aves) en la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Universidad Complutense. Madrid.

- CANTOS, F. J. 1997. Cerceta Carretona *Anas querquedula*. En, F. J. Purroy (Ed.): *Atlas de las aves de España (1975-1995)*, pp. 74-75. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- CANTOS, F. J. & GÓMEZ-MANZANEQUE, A. 1997. Informe sobre la campaña de anillamiento de aves en España. Año 1996. *Ecología*, 11: 303-424.
- CANTOS, F. J. & GÓMEZ-MANZANEQUE, A. 1998. Informe sobre la campaña de anillamiento de aves en España. Año 1997. *Ecología*, 12: 351-401.
- CANUDO, J. M. (en línea). Black-shouldered Kite *Elanus caeruleus*. En, R. Gutiérrez (Ed.): *Rare Birds in Spain*. <http://www.rarebirdspain.net/arbsr000.htm> [Consulta: 6 junio 2002].
- CANUT, J. & ALAMANY, O. 1984. Perdiu blanca (*Lagopus mutus*). En, J. Muntaner, X. Ferrer & A. Martínez (Eds.): *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ketres Ed. Barcelona.
- CANUT, J. 2000. Perdiu Xerra. *Anuari d'Ornitologia de Catalunya 1997*: 151.
- CANUT, J. 2001. Informe sobre el cens de Gall fer al Parc Nacional d'Aiguestortes i Estany de Sant Maurici, maig 2001. Unitat de Medi Natural PNAESM. Direcció de Medi Ambient / Generalitat de Catalunya. Informe inédito.
- CANUT, J. 2001. Gallináceas de montaña (perdiz pardilla, lagópodo alpino y urogallo) y gestión forestal. En, J. Camprodón & E. Plana. (Eds.): *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Aplicación en la fauna vertebrada*. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya & Edicions de la Universitat de Barcelona. Barcelona.
- CANUT, J., DEL CAMPO, J. C., GARCÍA-FERRÉ, D., MARTÍNEZ, R., MÉNONI, E., NOVOA, C., PALACIOS, B., PALOMERO, G., POLLO, C. J., RODRÍGUEZ, M. A. & DE LA CRUZ-CARDIEL, P. J. 2001. Nota sobre la reproducción del Urogallo *Tetrao urogallus* en la Cordillera Cantábrica y Pirineos en 1997. *Anuari d'Ornitologia de Catalunya, 1998*: 315-320.
- CANUT, J., GARCÍA, D., HEREDIA, R., & J. MARCO. 1987. Status, características ecológicas, recursos alimenticios y evolución del quebrantahuesos *Gypaetus barbatus* en la vertiente sur de los Pirineos. *Acta Biologica Montana*, 7: 83-99.
- CANUT, J., GARCÍA, D. & MARCO, X. 1987. Distribución y residencia de la perdiz nival *Lagopus mutus* en el pirineo ibérico. *Acta Biologica Montana*, 7: 51-57.
- CANUT, J., GARCÍA, D. & PARELLADA, X. 1997. Lagópodo alpino *Lagopus mutus*. En, F. J. Purroy (Ed.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp.138-139. SEO/BirdLife-Lynx Edicions. Barcelona
- CANUT, J., GARCÍA-FERRÉ, D., MARCO, J., CURCÓ, A. & ESTRADA, J. 1987. La avifauna invernal en los sistemas pseudoesteparios en la Cataluña occidental. En, *Actas del I Congreso Internacional de Aves Esteparias*, pp. 395-419. Junta de Castilla y León. León.
- CANUT, J., GARCÍA-FERRÉ, D., MARCO, X., CATUSSE, M., MÉNONI, E. & NOVOA, C. 1996. Métodos de censo para la obtención de los parámetros reproductores del Urogallo *Tetrao urogallus aquitanicus* en los Pirineos: comparación y recomendaciones para su aplicación. *Alandia*, 64(2): 193-201.
- CAÑADAS, S., CASTRO, H., MANRIQUE, J. & MIRALLES, J. M. 1982. Aportaciones al conocimiento de la ornitocenosis de la estepa litoral almeriense. *Paralelo, 37*. Revista de Estudios Geográficos C.U.A. 1982.
- CAÑIZARES MATA, D. & CAÑIZARES MATA, J. A. 2001. *Anuario ornitológico de Albacete (1997-1998)*. Sociedad Albacetense de Ornitología. Instituto de Estudios Albacetenses "Don Juan Manuel" (Diputación de Albacete)- CSIC. Serie I-Estudios-No. 132. Albacete.
- CAPELLÁ, L., JARA, J. L., MAYOL, J., MUNTANER, J. & PONS, M. 1986. The 1986 census of the breeding population of shags in the Balearic Islands. In, MEDMARAVIS & X. Monbailliu (Eds.): *Mediterranean Marine Avifauna. Population Studies and Conservation*, pp. 505-508. NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag. Berlín.
- CARBAJO, F. & FERRERO, J. J. 1985. Ecology and status of the Black-shouldered Kite in Extremadura, SW Spain. In, I. Newton & R. D. Chancellor (Eds.): *Conservation studies on Raptors*, pp. 137-141. ICBP Technical Publications No. 5. Cambridge.
- CARBALLAL, M. E. (en prensa). *Anas crecca*. *Anuari ornitològic d'Asturies, 1997*. *El Draque*, 4: 000-000.
- CARBONERAS, C. 1992. Family Procellariidae (Petrels and Shearwaters). En, J. del Hoyo, A. Elliott & J. Sargatal (Eds.): *Handbook of the Birds of the World. Vol.1. Ostrich to Ducks*, pp. 216-257. Lynx Editions. Barcelona.
- CARBONERAS, C. 1999. Notes sobre la fenologia i selecció de l'hàbitat de la baldritja de Les Balears. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 13: 13-19.
- CARBONERAS, C. 2001. La pesca de palangre causa la muerte a cientos de miles de aves marinas. *La Garvilla*, 110: 18-20.
- CARLINO, J., GENARD, M. & LESCOURRET, F. 1984. Nouvelle observation de la nidification du Pluvier guignard (*Charadrius morinellus* L.) dans les Pyrénées orientales françaises. *L'Oiseau et RFO*, 54: 87-90.
- CARLSON, A. 2000. The effect of habitat loss on a deciduous forest specialist species: the Withe-backed Woodpecker (*Dendrocopos leucotos*). *Forest Ecology and Management*, 131: 215-221.
- CARMENA, A. & PEREIRA, P. 1983. Avifauna nidificante en la laguna de Manjavacas (Cuenca). *Alytes*, 1: 159-170.
- CARNERO, I. & PERIS, S. 1988. *Atlas Ornitológico de la provincia de Salamanca*. Diputación de Salamanca. Salamanca.
- CARRANZA, J., HIDALGO DE TRUCIOS, S. J. & ENA, V. 1989. Mating system in the Great Bustard: a comparative study. *Bird study*, 36: 192-198.
- CARRASCAL, L. M. 1987. Relación entre la avifauna y estructura de la vegetación en las repoblaciones de coníferas del norte de Tenerife (Islas Canarias). *Ardeola*, 34(2): 193-224.
- CARRASCAL, L. M. 1998a. Colirrojo Real *Phoenicurus phoenicurus*. En, J. A. Fernández & A. Bea (Eds.): *Vertebrados continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Gobierno Vasco. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca. Vitoria-Gasteiz. Bilbao.
- CARRASCAL, L. M. 1998b. Escribano palustre. En, J. A. Fernández & A. Bea (Eds.): *Vertebrados continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*, pp. 370-371. Gobierno Vasco. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca. Vitoria-Gasteiz. Bilbao.
- CARRASCAL, L. M. 1998c. *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. En, J. A. Fernández & A. Bea (Eds.): *Vertebrados continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*, pp. 340-341. Gobierno Vasco. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca. Vitoria-Gasteiz. Bilbao.
- CARRASCO, M. & DEL MORAL, A. 1998. *Avifauna*. En, M. Álvarez, A. Caballero, M. Carrasco, S. Cirujano, B. Elvira, J. M. Hernández, E. Ortega, A. del Moral, P. Riobobos, S. Sánchez y A. R. Valle (Eds.): *Parque Nacional Las Tablas de Daimiel*. Editorial Esfagnos. Talavera de la Reina.
- CARRERA, E. 1988. Invernada de gaviotas y charranes en la península Ibérica. En, J. L. Tellería (Ed.): *Invernada de aves en la Península Ibérica*. SEO/Birdlife. Madrid.
- CARRETE, M. 2002. El Águila Real y el Águila Perdicera en ambientes mediterráneos semiáridos: distribución, ocupación territorial, éxito reproductor y conservación. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia. Murcia.
- CARRETE, M., SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A., MARTÍNEZ, J. E., PALAZÓN, J. A. & CALVO, J. F. 2001. Distribución espacial del Águila-Azor Perdicera (*Hieraetus fasciatus*) y del Águila Real (*Aquila chrysaetos*) en la Región de Murcia. *Ardeola*, 48(2): 175-182.
- CARRILLO, J. & APARICIO, J. M. 2001. Nest defence behaviour of the Eurasian Kestrel (*Falco tinnunculus*) against human predators. *Ethology*, 107: 865-875.
- CARRILLO, J. & DELGADO, G. 1991. Threats to and conservationist aspects of birds of prey in the Canary Islands. *Birds of Prey Bulletin*, 4: 25-32.
- CARRILLO, J. & DELGADO, G. 1996. Patrones de distribución y abundancia relativa de *Falco tinnunculus dacotiae* (Hartert, 1913) en las islas Canarias. En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994*, pp. 471-476. Monografías, n° 4. SEO/BirdLife. Madrid.
- CARRILLO, J., HERNÁNDEZ, E. C., NOGALES, M., DELGADO, G., GARCÍA, R. & RAMOS, T. 1994. Geographic variations in the spring diet of *Falco tinnunculus* L. on the islands of Fuerteventura and El Hierro (Canary Islands). *Bonn. Zool. Beitr.*, 45: 39-48.
- CARTER, I. 2001. *The Red Kite*. Arlequin Press. Chelmsford, UK.
- CARTY, P. & ARAÚJO, A. 1996. On the impact of hunting on waterfowl in Santo André Lagoon. *Airo*, 7(2): 49-57.
- CASADO, E. 1999. Viabilidad de la reintroducción del Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) en costas, estuarios y pantanos de Andalucía. Estación Biológica de Doñana-CSIC. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- CASADO, J. A. & YÁÑEZ, J. 1999. Buho Campestre *Asio flammeus*. Noticario Ornitológico. *Ardeola*, 46(2): 312.
- CASADO, S. & MONTES, C. 1995. *Guía de los lagos y humedales de España*. J. M. Reyero Editor. Madrid.
- CASAS, J. & RAMOS, B. 1989. Bases para la valoración de la posible incidencia del flamenco rosa (*Phoenicopterus ruber roseus*) en los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana. En, *Reunión técnica sobre la situación y problemática del flamenco rosa en el mediterráneo occidental y África*

- noroccidental, pp. 157-164. Agencia de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- CASTANEDO, J. L., FERNÁNDEZ, M. P., GUARDIOLA, A. & HERNÁNDEZ, A. J. 1988. El Camachuelo trompetero (*Bucanetes githagineus*, M.H.C. *Lichtenstein*) en la Región de Murcia (España). Algunos datos sobre su biología. Informe inédito.
- CASTANEDO, J. L., FERNÁNDEZ, M. P., GUARDIOLA, A. & HERNÁNDEZ, A. J. 1989. Noticiario Ornitológico: *Bucanetes githagineus*. *Ardeola*, 36: 263.
- CASTANEDO, J. L., GARCÍA, P. & HERNÁNDEZ, A. J. 1987. Nota sobre *Bucanetes githagineus*. *Ardeola*, 34(2): 292.
- CASTANY, J. & LÓPEZ, G. 1997. Carricerín Real (*Acrocephalus melanopogon*). En, F. J. Purroy (Ed.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 398-399. SEO/BirdLife-Lynx Edicions. Barcelona
- CASTANY, J. & LÓPEZ, G. 2000. Comparación de la composición de las comunidades de paseriformes palustres nidificantes en zonas húmedas del Mediterráneo. En, R. Carbonell & M. Juliá (Eds.): *Actas de las XIII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp. 117-119. SEO/BirdLife. Madrid.
- CASTAÑO, J. P. 1995. Ecología reproductiva del Aguilucho Cenizo *Circus pygargus* en el Campo de Montiel. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
- CASTAÑO, J. P. 1997. Fenología de puesta y parámetros reproductivos en una población de Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) en el Campo de Montiel. *Ardeola*, 44: 51-60.
- CASTAÑO, J. P. & HERNÁNDEZ, J. M. 1996. Censo regional y redacción del borrador del plan de recuperación de la Cigüeña Negra en Castilla-La Mancha. Informe inédito. SEO/BirdLife. Madrid.
- CASTELLANO, J. A. (Ed.). 1999. *Anuario Ornitológico de Extremadura. 1998*. Asociación Natura 2000. Cáceres.
- CASTELLANOS, J. J. 1977. La Agachadiza Común (*Gallinago gallinago*) criando en España Central (provincia de Ávila). *Ardeola*, 22: 133-134.
- CASTRO, H. & MANRIQUE, J. 2001a. Canastera común *Glareola pratincola*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- CASTRO, H. & MANRIQUE, J. 2001b. Sisón Común *Tetrax tetrax*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- CASTRO, H. & MANRIQUE, J. 2001c. Terrera Marismeña *Calandrella rufescens*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, p.187. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- CASTRO, J. C. & TORRES, J. A. 1994. Presencia de Malvasía canela (*Oxyura jamaicensis*) en el norte de Marruecos. *Oxyura*, 7(1): 195-196.
- CASTROVIEJO, J. 1967. Eine neue Auerhuhnrasse von der Iberischen Halbinsel. *Journal für Ornithologie*, 108: 220-221.
- CASTROVIEJO, J. 1975. *El Urogallo en España*. Monografías Estación Biológica de Doñana, n°3. Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
- CASTROVIEJO, J. 1993. *Memoria del Mapa del Parque Nacional de Doñana*. Consejo Superior de Investigaciones Científicas y Agencia de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- CASTROVIEJO, J., DELIBES, M., GARCÍA DORY, M. A., GARZÓN, J. & JUNCO, E. 1974. Censo de urogallos cantábricos (*Tetrao urogallus cantabricus*). *Asturnatura*, 2: 53-74.
- CATCHOT, S. 1992. Contribució al coneixement de les Procellariiformes a l'illa de Menorca. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 6: 3-11.
- CAZORLA, B. & PEREGRINA, M. 1993. Nota sobre *Bucanetes githagineus*. *Ardeola*, 40(1): 104.
- CEBALLOS, J. J. & GUIMERÁ, V. M. 1991. Las aves (no Passeres) nidificantes en las Reservas Naturales de las Lagunas de Cádiz. En, Martos & Fernández-Palacios (Coords.): *Plan Rector de Uso y Gestión de las Reservas Naturales de las Lagunas de Cádiz*, pp. 153-162. Agencia de Medio Ambiente.
- CEBALLOS, J. J. & GUIMERÁ, V. M. 1992. *Guía de las aves de Jerez y de la Provincia de Cádiz. Atlas ornitológico de especies nidificantes*. Biblioteca de Urbanismo y Cultura. Ayuntamiento de Jerez. Jerez de la Frontera.
- CEBALLOS, O. & DONÁZAR, J. A. 1988. Actividad, uso del espacio y cuidado parental en una pareja de alimoches (*Neophron percnopterus*) durante el periodo de dependencia de los pollos. *Ecología*, 2: 275-291.
- CEBALLOS, O. & DONÁZAR, J. A. 1989. Factors influencing the breeding density and nest-site selection by the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*). *Journal für Ornithologie*, 130: 353-359.
- CEBALLOS, O. & DONÁZAR, J. A. 1990. Roost-tree characteristics, food habits and seasonal abundance of roosting Egyptian Vultures in Northern Spain. *Journal of Raptor Research*, 24: 19-25.
- CEBALLOS, P. & PURROY, F. J. 1981. *Pájaros de nuestros campos y bosques*. ICONA. Madrid.
- CEÑA, J. C., GONZÁLEZ, J. M. & GONZÁLEZ, C. 1996. Bigotudo *Panurus biarmicus*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 43(2): 257.
- CHACÓN, G. 1991. Distribución y fenología de las polluelas en Cataluña. *Quercus*, 61: 26-30.
- CHACÓN, G. 1995. *Els moixons del Baix Cinca. Los pájaros del Bajo Cinca*. Ayuntamiento de Fraga.
- CHACÓN, G. 1996. El Alcaudón chico en la ribera del Cinca. *Quercus*, 120: 32-33.
- CHAMBERLAIN, D. & VICKERY, J. 2002. Declining farmland: evidence from large-scale monitoring studies in the UK. *British Birds*, 95: 300-310.
- CHAPMAN, A. 1999. *The Hobby*. Arlequin Press. Essex.
- CHAPMAN, A. & BUCK, W. J. 1893. *España Agreste*. Journey and Jackson. London.
- CHAPMAN, A. & BUCK, W. J. 1910. *La España Inexplorada*. Junta de Andalucía. Sevilla (Ed.1989).
- CHERCHI, C. & TORRE, A. 2000. Consistente of the population of *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* in the National Park of La Maddalena (Sardinia). *Resúmenes del 6º Simposio Mediterráneo sobre Aves Marinas*: 50.
- CHERNICHKO, I. 1993. Breeding population and distribution of seabirds (gulls and terns) on the northern coast of the Black sea and Sea of Azov. En, J. S. Aguilar, X. Monbailliu & A. M. Paterson (Eds.): *Status and conservation of Seabird*. SEO/BirdLife. Madrid.
- CHEYLAN, G. 1990. Le statut du Ganga cata *Pterocles alchata* en France. *Alauda*, 58: 9-15.
- CHEYLAN, G. 1999. Perdix rouge (*Alectoris rufa*). En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France*, pp. 286-287. SEOF-LPO. Paris.
- CHEYLAN, G. & MARMASSE, A. 1998. Suivi par balises Argos de trois jeunes Aigles de Bonelli. *Circulaire du Group de travail Mondial sur les Rapaces (GTMR)*, 25-28: 22-24.
- CHEYLAN, G. & RAVAYROL, A. 1999. Aigle de Bonelli *Hieraaetus fasciatus*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 62-63. Société d'Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- CHEYLAN, G., RAVAYROL, A. & CUGNASSE, J. M. 1996. Dispersion des aigles de Bonelli *Hieraaetus fasciatus* juvéniles bagués en France. *Alauda*, 64(4): 413-419.
- CHICLANA, F., LAMA, J. A. & SALCEDO, J. 2002. *Aves de la provincia de Sevilla: comentarios sobre estatus, fenología, hábitat y distribución*. SEO/BirdLife y Diputación Provincial de Sevilla. Sevilla.
- CHRIS, T. 1997. Estudi de boscarles a s'Albufera. *Butlletí Parc Natural s'Albufera de Mallorca*, 3: 45-46.
- CIORANESCU, A. 1980. *Le Canarien. Crónicas francesas de la conquista de Canarias*. Aula de Cultura de Tenerife.
- CLARK, R. J. 1975. A field study of the Short-eared Owl in North America. *Wildlife Monographs*, 47: 1-67.
- CLARK, W. S. 1989. Vencejo cafre *Apus caffer*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 36: 257.
- CLARK, W. S. & SHIRIHAI, H. 1995. Identification of Barbary Falcon. *Birding World*, 8(9): 336-343.
- CLAVELL, J. 2002. *Catàleg dels ocells dels Països Catalans*. Lynx Edicions. Barcelona.
- CLEMENT, P. & VATEV, I. 1997. Black-eared Wheatear *Oenanthe hispanica*. En, W. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 534. T & A. D. Poyser, London.
- CLEMENTS, R. 2001. The Hobby in Britain: a new population estimate. *British Birds*, 9(91): 402-408.
- CLOUET, M., BARRAU, C. & GOAR, J. L. 1999. The Golden Eagle (*Aquila chrysaetos*) in the Balé Mountains, Ethiopia. *Journal of Raptor Research*, 33(2): 102-109.
- CMA. 2002. Muerte de una Focha cornuda en Cádiz. Conservación del Parque Natural de Doñana. Consejería de Medio Ambiente. Huelva. Informe inédito.
- CMA-JUNTA DE ANDALUCÍA. 2000. Elaboración de un plan de conservación de la Espátula (*Platalea leucorodia*) en el litoral de Huelva y el Algarve. Informe inédito. Proyecto INTERREG II. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- CMA-JUNTA DE ANDALUCÍA. 2001. *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.

- CMA-MURCIA. Plan de Conservación del Paño Europeo en la Región de Murcia. Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de Murcia.
- COBO, M. J. & POLO, A. (Eds.) 2000. *Aves de la Comunidad Valenciana. Noticiari Ornitológic de la Societat Valenciana d'Ornitologia 1998*. Sociedad Valenciana de Ornitología. Valencia.
- CODEIRO, M., TAVARÉS, J. & SANTOS, E. 2001a. La reproduction de la Tourterelle des bois au Portugal Continental. *Faune sauvage*, 44.
- CODEIRO, M., TAVARÉS, J. & SANTOS, E. 2001b. Suivi de la reproduction des Tourterelles des Bois au Portugal Continental. II Coloquio internacional sobre Biología y Gestión de Colúmbidos silvestres. *Cuadernos de Ciencias Naturales*, 16: 187-189.
- COLLA ECOLOGISTA DE CASTELLÓ/ FEC/ CODA (en línea). Censo de Limícolas en la provincia de Castelló en 1997 y su evolución. Comentarios por especie: Chorlitejo Patinegro <http://personales.mundivia.es/Collacas/aWeb98-6Censos.html> [Consulta: 8 octubre 2002].
- COLLAR, N. J. 1983. A History of the Houbara in the Canaries. *Bustard Studies*, 1: 9-30.
- COLLAR, N. J., CROSBY, M. J. & STATTERSFIELD, A. J. 1994. *Birds to watch 2. The world list of threatened birds*. Cambridge, U.K.: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 4).
- COLLAR, N. J. & STUART, S. N. 1985. Threatened Birds of Africa and Related Islands. En, *The ICBP/UICN Red Data Book, Part I*. ICBP & UICN. Cambridge.
- COLLINS, D. R. 1993. The Diet of the Houbara Bustard *Chlamydotis undulata fuertaventurae* in the Canary Islands. *Bol. Mus. Munn. Funchal*, Sup. N° 2: 57-67.
- COMITÉ PORTUGUÉS DE RAREZAS. 1997. Aves de ocorrência rara ou accidental em Portugal. Relatório do Comité Português de raridades ao ano de 1995. *Pardela*, 5: 3-19.
- COMITÉ PORTUGUÉS DE RAREZAS. 1999. Aves de ocorrência rara ou accidental em Portugal. Relatório do Comité Português de raridades ao ano de 1996. *Pardela*, 8: 3-19.
- CONCEPCIÓN, D. 1991. Atlas de las Aves Nidificantes de Lanzarote e Islotes. Informe inédito para el Cabildo Insular de Lanzarote.
- CONCEPCIÓN, D. 1992. Avifauna del Parque Nacional de Timanfaya. Censo y Análisis. Informe inédito para Red de Parques Nacionales. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- CONCEPCIÓN, D. 1993a. Estudio básico y análisis de la fauna (Tomo I). En, VVAA: *Plan Rector del Paraje Natural de Teneguíme*, pp. 45-73. Informe inédito. Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- CONCEPCIÓN, D. 1993b. Catálogo y análisis faunístico (Tomo II). En, VVAA: *Plan Rector del Paraje Natural de Teneguíme*, pp. 13-56. Informe inédito. Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- CONCEPCIÓN, D. 1993c. Informe faunístico. En, VVAA: *Plan Rector del Monumento Natural del Malpaís de La Corona*. Informe inédito. Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- CONCEPCIÓN, D. 1999. Biodiversidad: Dossier Lanzarote. *Cuadernos del Guincho*, 7: 56-89.
- CONCEPCIÓN, D. 2000a. Monitoreo, seguimiento y control biológico en el Parque Nacional de Timanfaya. TRAGSA. Informe inédito para Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- CONCEPCIÓN, D. 2000b. Distribución, estado de conservación y propuestas de gestión de nueve especies de vertebrados en la Isla de Lanzarote y sus islotes. GEMELAN S. L. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- CONCEPCIÓN, D. 2001a. Anillamiento, censo y seguimiento de especies de aves marinas en el Parque Nacional de Timanfaya (Memoria año 2001). Informe inédito para Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- CONCEPCIÓN, D. 2001b. Ecocartografía de la Fauna Vertebrada Terrestre del Litoral de la Isla de Lanzarote y sus Islotes (Las Palmas). Iberinsa. Informe inédito para Ministerio de Medio Ambiente.
- CONRAD, R. 1979. Beobachtungen zum Vorkommen der Lorbeertauben auf Teneriffa und La Palma (Kanarischen Inseln). *Vogelwelt*, 100: 155-156.
- CONSELLERIA DE MEDI AMBIENT. 2000. *Libro Rojo de los Vertebrados de las Baleares (2ª edición)*. Documents Tècnics de Conservació. II época, n° 8. Govern de les Illes Balears.
- CONSULTORA DE RECURSOS NATURALES. 1994. La caza de las aves migrantes en el Territorio Histórico de Bizkaia. Informe inédito.
- CONTRERAS, A. 1994. *Avifauna de Lora del Río (Sevilla)*. Ed. Antonio Contreras. España.
- COOMBS, F. 1978. *The Crows: a study of the Corvids of Europe*. B. T. Batsford Ltd. London.
- COOPER, J., BACCETTI, N., BELDA, E. J., BORG, J. J., ORO, D., PAPAConstantinou, C., & SÁNCHEZ, A. (en prensa). Seabird mortality from longline fishing in the Mediterranean sea and Macaronesian waters: a review and a way forward. *Scientia Marina*, 00: 000-000.
- COORDINADORA ORNITOLÓGICA D'ASTURIAS. 1996. Ostrero *Haematopus ostralegus*. Anuario Ornitológico Asturiano, 1993. *El Draque*, 1: 69-70.
- COPETE, J. L. (Ed.) 1998. *Anuari d'ornitologia de Catalunya. 1996*. Grup Català d'Anellament. Barcelona.
- COPETE, J. L. (Ed.) 2000. *Anuari d'ornitologia de Catalunya. 1997*. Grup Català d'Anellament. Barcelona.
- CORBACHO, C., MUÑOZ, A. & BARTOLOMÉ, P. 1995. Espectro trófico del Aguilucho cenizo *Circus pygargus* en Extremadura. *Abytes*, 7: 441-448.
- CORBACHO, C. & SÁNCHEZ, J. M. 2000. Clutch size and egg size in the breeding strategy of Montagu's harrier *Circus pygargus* in a Mediterranean area. *Bird Study*, 47: 245-248.
- CORRAL, V. 1974. *Poblaciones de aves migratorias y sedentarias en el litoral NW de Galicia*. Memoria de Licenciatura. Universidad de Santiago de Compostela.
- CORTÉS, J. A. & DOMÍNGUEZ, M. 1997. Distribución y caracterización del hábitat del Torcecuello (*Lynx torquilla*) en la provincia de Málaga. Datos preliminares. En, J. Manrique, A. Sánchez, F. Suárez & M. Yanes (Coords.): *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp. 39-45. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería. Almería.
- CORTÉS, J. E., FINLAYSON, J. C., GARCÍA, E. F. & MOSQUERA, M. A. 1980. *The Birds of Gibraltar*. Gibraltar Bookshop. Gibraltar.
- COSSA, D., MARTÍN, J. M., TAKAYANAGI, K. & SANJUAN, J. 1997. The distribution and cycling of mercury species in the western Mediterranean. *Deep Sea Res Pt II*, 44: 721-740.
- COSTA, L. 1985. La reproducción de la Gaviota Pico fina (*Larus genei*) en las Marismas del Guadalquivir (Sur de España). *Ardeola*, 32: 115-119.
- COSTA, L. 1986. Alimentación de la Pagaza piconegra (*Gelochelidon nilotica*) en las marismas del Guadalquivir. *Doñana Acta Vertebrata*, 11(29): 185-195.
- COSTA, L. & CANUT, J. 2000. Urogallos en España. Más vulnerables que nunca. *Quercus*, 176: 10-16.
- COSTA, R. & VELANDO, A. 1997. Cormorán Moñudo *Phalacrocorax aristotelis*. En, F. J. Purroy (Ed.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 38-39. SEO/BirdLife-Lynx Edicions. Barcelona.
- COSTAS, R., POUSA, M. G. & CABALEIRO, V. X. 1992. Sobre la reproducción de *Hydrobates pelagicus* en Galicia. *Boletín GLAM*, 15: 3-4.
- COSTAS, R., POUSA, M. G. & CABALEIRO, V. X. 1993. Primeros datos de cría de Paño Común *Hydrobates pelagicus* en Galicia (NW de la Península Ibérica). *Boletín GLAM*, 17: 6-7.
- COSTILLO, E., MEDINA, F. J. & SÁNCHEZ, J. M. 2000. Importancia de las poblaciones reproductoras de aves acuáticas en humedales de Extremadura. *Aves de Extremadura. Anuario ADENEX 1998*, 1: 27-33.
- COTTER, G. 1990. *The Curlew*. Shire Publications Ltd.
- COULSON, J. C. & DANCHIN, E. 1997. *Rissa tridactyla*. En, W. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & A. D. Poyser, London.
- COULSON, J. C. & NEVE DE MEVERGNIES, G. 1992. Where do young Kittiwake *Rissa tridactyla* breed, philopatry or dispersal?. *Ardea*, 80: 187-197.
- CRAMP, S. (Ed.). 1985. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. IV.*. Oxford University Press. Oxford.
- CRAMP, S. (Ed.). 1988. *Hand-book of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the Western Palearctic, Vol. V.* Oxford University Press. Oxford.
- CRAMP, S. (Ed.) 1992. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. VI.* Oxford University Press, Oxford.
- CRAMP, S. & PERRINS, C. M. (Eds.) 1993. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. VII.* Oxford University Press, Oxford.
- CRAMP, S. & PERRINS, C. M. (Eds.) 1994a. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. VIII.* Oxford University Press. Oxford.
- CRAMP, S. & PERRINS, C. M. (Eds.) 1994b. *The birds of the Western Palearctic, Vol. IX.* Oxford University Press. Oxford.
- CRAMP, S. & SIMMONS, K. E. L. (Eds.) 1977. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. I.* Oxford University Press. Oxford.
- CRAMP, S. & SIMMONS, K. E. L. (Eds.) 1979. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. II.* Oxford University Press. Oxford.

- CRAMP, S. & SIMMONS, K. E. L. (Eds.) 1982. *The Birds of the Western Palearctic, Vol. III*. Oxford University Press. Oxford.
- CRNKOVIC, R. 1999. The discovery of an important Shag *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* colony near Silba island (Croatia) in the northern Adriatic. En, J. G. Walmesley, V. Goutner, A. El Hili & J. Sultana (Eds.): *Ecologie des Oiseaux marins et gestion intégrée du littoral en Méditerranée*, pp. 196-201.
- CROZIER, J. & ARGELICH, J. 1993. Présence du Pluvier guignard (*Eudromias morinellus*) en Principauté d'Andorre (Pyrénées) en période de nidification. *Alanda*, 61(4): 214.
- CRUVEILLE, M.H. 1988. Le statut des galliformes de montagne. *Colloque Galliformes de Montagne*: 11-20.
- CRUZ VALERO, A. 1974. Sobre la disminución sufrida por las Primillas (*Falco naumanni*) y otras aves. *Ardeola*, 20: 350-351.
- CUEVAS, J. A., DE LA PUENTE, J. & BERMEJO, A./SEO-MONTICOLA. 1997. Pato Colorado (*Netta rufina*). Lista sistemática 1996. En, J. de la Puente, A. Bermejo & J. Seoane (Eds.): *Anuario Ornitológico de Madrid 1996*, pp. 93. SEO-Monticola. Madrid.
- CULLEN, J. M., GUITON, P. E., HORRIDGE, G. A. & PEIRSON, J. 1952. Birds on Palma and Gomera (Canary Islands). *Ibis*, 94: 68-84.
- CURCÓ, A., CANICIO, A. & IBÁÑEZ, C. 1996. Mapa d'hàbitats potencials del delta de l'Ebre. *Butlletí Parc Natural Delta de l'Ebre*, 9: 4-12.
- CURCÓ, A. & ESTRADA, J. 1987. Estudio comparado de la ornitofauna en las principales comunidades vegetales. En, *Actas I Congreso Internacional sobre Aves Esteparias*, pp. 406-419. Junta de Castilla y León.
- CURCÓ, A. & ESTRADA, J. 1999. Distribución y abundancia en Cataluña. En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 55-62. Colección técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- CURT, J. 1979. *Galiçia viva. Más allá de la corredoira*. Ed. José Curt. Pontevedra.
- CUYÁS ROBINSON, J. 1971. Algunas notas sobre aves observadas en tres visitas a las Islas Canarias (1964 y 1967). *Ardeola* (vol. especial): 103-153.
- DALMAU, J. & COLAS, R. 1996. Nidification du Pluvier guignard *Charadrius morinellus* dans les Pyrénées françaises en 1996. *Ornithos*, 3: 196.
- DALMAU, J., MARINE, R., MARTINEZ-VIDAL, R., CANUT, J. & GARCIA-FERRE, D. 2001. El mussol de Tengmalm a la Cerdanya, el Pallars Sobirà i el Principat d'Andorra: noves localitats de cant i reproducció (1990-1998). *Anuari d'Ornitologia de Catalunya, 1998*: 306-314.
- DANTAS DA GAMA, M. 1998. *O Galo-montês (Tetrao urogallus, L.). Regresso ao Gerês*. Canhoes de Pedra. Estudos em Ecosistemas de Montanha. Porto, Portugal.
- DAVIDSON, N. C., WEST, R., SCOTT, D., STROUD, D. A., HANSTRA, L., GANTER, B. & DELANY, S. (Comps.) (en prensa). Status of migratory wader populations in Africa and Eurasia in the 1990s. *Bird Conservation International*, 00: 000-000.
- DAVIS, P. E. & DAVIS, J. E. 1981. The food of the Red Kite in Wales. *Bird Study*, 28: 33-40.
- DAVIS, W. E. & KRICHER, J. 2000. Glossy Ibis (*Plegadis falcinellus*). En, A. Poole & F. Gill (Eds.): *The Birds of North America, No. 545*. The Birds of North America Inc. Philadelphia.
- DAY, J. C. U. 1981. Status of Bitterns in Europe since 1976. *Brit. Birds*, 74: 10-16.
- DAY, J. C. U. 1993. Bittern (*Botaurus stellaris*). In, D.W. Gibbons, J. B. Reid & R. A. Chapman: *The New Atlas of the Breeding Birds in Britain and Ireland: 1988-1991*. British Trust for Ornithology. T & AD Poyser. London.
- DE BORBÓN, M. N. & BARROS, C. 1999. Algunas observaciones sobre el comportamiento de las gangas ibérica y ortega durante la época de reproducción. En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La ganga ibérica (Pterocles alchata) y la ganga ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 233-238. Colección técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- DE BORBÓN, M. N., BARROS, C., GUADALFAJARA, R., DE JUANA, E. & HERRANZ, J. 1999. Parámetros reproductivos de la ganga ibérica (*Pterocles alchata*) y la Ganga Ortega (*P. orientalis*). En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La ganga ibérica (Pterocles alchata) y la ganga ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 239-260. Colección técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- DE BY, R. A. 1990. Migration of Aquatic Warbler in Western Europe. *Dutch Birding*, 12: 165-181.
- DE JUANA, E. 1980. *Atlas Ornitológico de La Rioja*. Instituto de Estudios Riojanos. Logroño.
- DE JUANA, E. 1984. The status and conservation of seabirds in the Spanish Mediterranean. *ICBP Technical Publication*, 2: 347-361.
- DE JUANA, E. 1988. La Serena, una comarca esteparia extremeña de singular importancia. *La Garçilla*, 71/72: 26-27.
- DE JUANA, E. 1989. Situación actual de las rapaces diurnas (Orden Falconiformes) en España. *Ecología*, 3: 237-292.
- DE JUANA, E. (Ed.) 1990. *Áreas Importantes para las Aves en España*. Monografías de SEO/BirdLife N° 3. SEO/BirdLife. Madrid.
- DE JUANA, E. 1996. Observaciones homologadas de aves raras en España y Portugal. Informe de 1994. *Ardeola*, 43(1): 103-118.
- DE JUANA, E. 1997a. Family Pteroclididae (Sandgrouse). En, J. Del Hoyo, A. Elliot & J. Sargatal (Eds.): *Handbook of the Birds of the World. Vol. IV. Sandgrouse to Cuckoos*, pp. 30-57. Lynx Edicions. Barcelona.
- DE JUANA, E. 1997b. Gaviota de Audouin. En, W. J. M. Hagemeijer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, p. 334. T & A. D. Poyser, London.
- DE JUANA, E. 1998 *Lista de las Aves de España*. SEO/BirdLife. Madrid.
- DE JUANA, E. 2001. Aves de España. *La Garçilla*, 111: 12-13.
- DE JUANA, E. (Recop.). 2002. Observaciones de aves raras en España. *Ardeola*, 49(1): 141-171.
- DE JUANA, E. 2003. Revisión del estatus de la Polluela Bastarda *Porzana parva* en España. *Ardeola*, 50(1): 5-13.
- DE JUANA, E., BRADLEY, P., VARELA, J. & WITT, H. H. 1987. Sobre los movimientos migratorios de la Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*). *Ardeola*, 34: 15-24.
- DE JUANA, E. & COMITÉ DE RAREZAS DE LA SOCIEDAD ESPAÑOLA DE ORNITOLOGÍA. 2001. Observaciones de aves raras en España, año 1999. *Ardeola*, 48(1): 117-136.
- DE JUANA, E., DE BORBÓN, M. N. & BARRIOS, C. 1999. Distribución y abundancia en Extremadura. En, J. Herranz, & F. Suárez (Eds.): *La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 83-94. Colección técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- DE JUANA, E. & DE JUANA, F. 1984. Noticia histórica sobre la reproducción de *Corvus frugilegus* en España Central. *La Garçilla*, 63: 21-22.
- DE JUANA, F. & LOBO, L. 2002. Salburúa, un humedal que renace. *La Garçilla*, 112: 34-37.
- DE JUANA, E. & MARTÍNEZ, C. 1996. Distribution and conservation status of the Little Bustard *Tetrax tetrax* in the Iberian Peninsula. *Ardeola*, 43(2): 157-167.
- DE JUANA, E. & MARTÍNEZ, C. (Comps.) 2001. Little Bustard, *Tetrax tetrax*. In, N. Schäffer & U. Gallo-Orsi (Eds.): *European Union action plans for eight priority bird species*. BirdLife International. European Commission. Luxemburgo.
- DE JUANA, E. & VARELA, J. 1993. La población mundial reproductora de la Gaviota de Audouin (*Larus audouinii*). En, J. S. Aguilar, X. Monbailiu & A. M. Paterson (Eds.): *Estatus y conservación de aves marinas*, pp. 71-85. SEO/BirdLife y MEDMARAVIS. Madrid.
- DE JUANA, E. & VARELA, J. 2000. *Guía de las aves de España. Península, Baleares y Canarias*. Lynx Edicions. Barcelona.
- DE LA BODEGA ZUASTI, D. 2003. La alimentación asistida de aves necrófagas: evolución normativa y requisitos legales. Informe inédito del Instituto para la Política Ambiental Europea-Madrid (IPAE) para SEO/BirdLife.
- DE JUANA, E. En prep. Cambios en el estado de conservación de las aves en España, años 1954 a 2004. *Ardeola*, 51(1).
- DE LA BODEGA ZUASTI, D. (en prensa). La alimentación asistida de aves necrófagas: resumen de la evolución normativa y requisitos legales. *La Garçilla*, 117: 000-000.
- DE LA CRUZ, C. 1983. Biología del Alcaudón Real *Lanius excubitor* en la Baja Extremadura. Tesis de Licenciatura. Universidad de Extremadura.
- DE LA CRUZ, C. & DE LOPE, F. 1985. Reproduction de la Pie-grièche méridionale (*Lanius excubitor meridionalis*) dans le sud-ouest de la Péninsule Ibérique. *Le Gerfaut*, 75: 199-209.
- DE LA CRUZ, C., DE LOPE, F. & DA SILVA, E. 1990. Sobre la territorialidad del Alcaudón Real (*Lanius excubitor meridionalis*). *Testudo*, 1: 315-327.
- DE LA PUENTE, J. 1997. Anade Rabudo *Anas acuta*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 44: 247.
- DE LA PUENTE, J., BERMEJO, A. & SEOANE, J. (Eds.). 1997. *Anuario Ornitológico de Madrid 1996*. SEO-Monticola. Madrid.
- DE LA PUENTE, J., BERMEJO, A. & SEOANE, J. (Eds.). 1998. *Anuario ornitológico de Madrid 1997*. SEO-Monticola. Madrid.
- DE LA PUENTE, J. & LORENZO, J. A. (Recops.). 2001. Noticiario Ornitológico 2001(1). *Ardeola*, 48: 137-147.

- DE LE COURT, C. 2001. *The life-history strategy of the spoonbill: how to live in an unpredictable environment*. PhD. Thesis. University of Antwerp. Antwerp.
- DE LE COURT, C. & AGUILERA, E. 1997. Dispersal and migration in Eurasian Spoonbills *Platalea leucorodia*. *Ardea*, 85: 193-202.
- DE LE COURT, C., AGUILERA, E., RAMO, C. & RUBIO, J. C. 1997. Problématique de deux populations de spatules blanches (*Platalea leucorodia*) dans le Sud de l'Espagne. En, *Management of coastal aquatic habitats for the spoonbill on migration and other associated waders*. Proceedings of the 23th Eurosites seminar. Rochefort, Francia.
- DE LE COURT, C., MIGENS, E. & RUBIO, J. C. 2000. La conservación de la Espátula en las Marismas del Odiel. *Quercus*, 174: 22-27.
- DE NAUROS, R. 1986. Une reproduction de *Fringilla t. teydea* (Webb, Berthelot et Moquin-Tandon) dansun biotope inattendu (Ile de Tenerife, Archipel des Canaries). *Cyanopica*, 3(4): 533-538.
- DE PABLO, F. & CATCHOT, S. 1992. El Corbmarí (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*) a Menorca: recompte de parelles reproductores i paràmetres reproductius. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 6: 13-16.
- DE PABLO, F. & TRIAY, R. 1996. Ecología de una población insular de Milano Real (*Milvus milvus*). En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Actas del VI Congreso de Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*, pp. 441-450. Palma de Mallorca.
- DE SOUZA, J. A., MARTÍNEZ LAGO, M., MONTEAGUDO, A., PÉREZ VILLA, G. & SANDOVAL, A. (Eds.). 1998. *IV Anuario das aves de Galicia 1996*. Grupo Naturalista Habitat. A Coruña.
- DECEUNINCK, B. & CAUPENNE, M. 1999. Chevalier gambette *Tringa totanus*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot: *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp.238-239. Société d'Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- DEÁN, J. I. 1996. Censo primaveral de Milano Negro (*Milvus migrans*) en Navarra mediante transectos por carretera. *Ardeola*, 43(2): 177-188.
- DEFOS, P. 2001. *Pato Colorado*, *Netta rufina*. Borrador de Plan de Acción para Europa. Documento inédito. ONCFS.
- DEHORTER, O. & ROCAMORA, G. 1999. Nette rousse *Netta rufina*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot: *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*. Société d'Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- DEJAIFVE, P. A., NOVOA, C. & PRODON, R. 1990. Habitat et densité de la chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* a l'extrémité orientale des Pyrénées. *Alanda*, 58(4): 23-29.
- DEL AMO, L. 1986. *Aspectos ecoetológicos de la Graja (Corvus frugilegus L.) en la provincia de León*. Tesis de Licenciatura. Universidad de León.
- DEL CAMPO, J. F. & GARCÍA-GAONA, J. F. 1983. Censo de Urogallos en la Cordillera Cantábrica. *Naturalia Hispanica*, 25: 1-32.
- DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. & SARGATAL, J. (Eds.). 1992. *Handbook of the birds of the world. Vol. 1*. Lynx Edicions. Barcelona.
- DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. & SARGATAL, J. (Eds.). 1994. *Handbook of the Birds of the World, Vol. 2. New World Vultures to Guineafowl*. Lynx Edicions. Barcelona.
- DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. & SARGATAL, J. (Eds.). 1996. *Handbook of the Birds of the World, Vol. 3. Hoatzin to Auks*. Lynx Editions. Barcelona.
- DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. & SARGATAL, J. (Eds.). 1997. *Handbook of the Birds of the World, Vol. 4*. Lynx Edicions. Barcelona.
- DEL HOYO, J., ELLIOTT, A. & SARGATAL, J. (Eds.). 1999. *Handbook of the Birds of the World, Vol. 5. Barn-owls to Hummingbirds*. Lynx Edicions. Barcelona.
- DEL JUNCO, O. & GONZÁLEZ, B. 1967. La nueva especie de Vencejo en el Paleártico: *Apus caffer*. *Ardeola*, 13: 115-127.
- DEL MORAL, J. C. 2002. II Censo Nacional de Alimoche. *La Garcilla*, 112: 14-19.
- DEL MORAL, J. C. & FRÍAS, O. 2002. Compilación de Censos de aves acuáticas en España. Informe inédito. SEO/BirdLife. Madrid.
- DEL MORAL, J. C., MOLINA, B., DE LA PUENTE, J. & PÉREZ-TRIS, J. (Eds.) 2002. *Atlas de las Aves Invernantes en Madrid. 1999-2001*. SEO-Monticola y Comunidad de Madrid. Madrid.
- DELACOUR, J. 1954. *Waterfowl of the World. Volumen 1*. London.
- DELANY, S., REYES, C., HUBERT, E., PIHL, S., REES, E., HAANSTRA, L. & VAN STRIEN, A. 1999. *Results from the International Waterbird Census in the Western Palearctic and Southwest Asia 1995 and 1996*. Wetlands International Publication No. 54. Wageningen. The Netherlands.
- DELANY, S., & SCOTT, D. A. 2003. *Waterbird Population Estimates: 3rd Edition*. Wetlands International.
- DELATTRE, P., GIRAUDOUX, P., BAUDRY, J., MUSSARD, P., TOUSSAINT, M., TRUCHETET, D., STAHL, P., POULE, M. L., ARTOIS, M., DAMANGE, J. P. & QUERE, J. P. 1992. Land use patterns and types of common vole (*Microtus arvalis*) population kinetics. *Agric. Ecosyst. Environment*, 39: 153-169.
- DELGADO, G. 1993. Variación estacional de la dieta de *Tyto alba gracilioris* (Hartert, 1905) en la isla de Alegranza (Lanzarote, Islas Canarias) (Aves: Tytonidae). *Vieraea*, 22: 133-137.
- DELGADO, G., CARRILLO, J., HERNÁNDEZ, E., TRUJILLO, N., SANTANA, F., QUILIS, V., NOGALES, M., TRUJILLO, O. & EMMERSON, K. 1988. Censo de las aves rapaces del archipiélago Canario. Informe inédito para Museo Insular de Ciencias Naturales de Santa Cruz de Tenerife.
- DELGADO, G., CARRILLO, J. & NOGALES, M. 1993. Status and distribution of the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *Boletín del Museo Municipal de Funchal*, 2: 77-84.
- DELGADO, G., CARRILLO, J. & TRUJILLO, D. 1992. Sobre la presencia y distribución de la Lechuza Común (*Tyto alba*) (Scopoli, 1769) en las islas orientales del Archipiélago Canario. *Vieraea*, 21: 145-148.
- DELGADO, G., CONCEPCIÓN, D., SIVERIO, M., HERNÁNDEZ, E., QUILIS, V. & TRUJILLO, D. 1999. Datos sobre la distribución y biología del Halcón de Berbería (*Falco peregrinus pelegrinoides*) en las islas Canarias (Aves: Falconidae). *Vieraea*, 27: 287-298.
- DELGADO, G., MARTÍN, A., EMMERSON, K. & QUILIS, V. 1987. Biologie de la reproduction de l'Épervier (*Accipiter nisus*) à Tenerife (Iles Canaries). *Alanda*, 55: 116-121.
- DELGADO, G., MARTÍN, A., NOGALES, M., QUILIS, V., HERNÁNDEZ, E., TRUJILLO, O. & SANTANA, F. 1989. Nuevos datos sobre el Paíño de Madeira (*Oceanodroma castro*) en las Islas Canarias. En, C. López-Jurado (Ed.): *Aves Marinas, GLAM Formentera 1988*, pp. 137-145. Grup Balear d'Ornitologia i Defensa de la Naturalesa. Palma.
- DELGADO, G., MARTÍN, A., QUILIS, V. & EMMERSON, K. 1988. Alimentación del Gavilán (*Accipiter nisus*) en la Isla de Tenerife. *Doñana Acta Vertebrata*, 15: 193-199.
- DELGADO, G. & NARANJO, J. J. (sine anno). *Conservación de aves esteparias de Gran Canaria y Tenerife*. Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- DELGADO, G. & NARANJO, J. J. 2000. *El Pinar Canario: Fauna y Conservación*. Gobierno de Canarias.
- DELGADO, G., NARANJO, J. J., BARONE, R. & TRUJILLO, D. 2000. Estudio para la conservación de las Aves Esteparias de Tenerife y Gran Canaria. Canarias Tecnatur. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- DELGADO, G., NARANJO, J. J., BARONE, R., TRUJILLO, D. & RODRÍGUEZ, F. 2002. Datos sobre la distribución de aves esteparias en Tenerife y Gran Canaria, islas Canarias. *Vieraea*, 30: 177-194.
- DELGADO, G., NARANJO, J. J., DELGADO, J. D. & GONZÁLEZ, M. M. 1999. Estudio para la conservación del Pico Picapinos (*Dendrocopos major canariensis*) en la Isla de Tenerife. Canarias Tecnatur. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- DELGADO, J. C. 2003. El Colirrojo Real *Phoenicurus phoenicurus* en el suroeste de Badajoz: hábitat y dieta. *Aves de Extremadura. Anuario ADENEX 1999-2000*, 2: 119-122.
- DELIBES, J., HIRALDO, F. & HEREDIA, B. 1991. Datos sobre la dieta invernal de la Lechuza Campestre (*Asio flammeus*) en un periodo de abundancia de Topillo Campesino (*Microtus arvalis*) en la submeseta norte (España). *Ecología*, 5: 355-358.
- DELIBES, M., CALDERÓN, J. & HIRALDO, F. 1975. Selección de presa y alimentación en España del Águila Real (*Aquila chrysaetos*). *Ardeola*, 21: 285-303.
- DELMAS, R., CATUSSE, M. & THION, N. 1993. Grand Tétras: peril en la Ba-rousse. *Bull. Mens. ONC*, 179: 10-19.
- DEMENTIEV, G. P. & GLADKOV, N. A. 1952. *Birds of the Soviet Union*, 4. Sovetskaya Nauka. Moscow.
- DENNIS, R. & DIXON, H. 2001. The experimental reintroduction of Ospreys *Pandion haliaetus* from Scotland to England. *Vogelwelt*, 122: 147-154.
- DEREGNAUCOURT, S. 2000. Hybridation entre la Caille des blés (*Coturnix c. coturnix*) et la Caille japonaise (*Coturnix c. japonica*): mise en évidence des risques de pollution génétique des populations naturelles par les caillies domestiques. Tesis Doctoral. Universidad de Rennes I. Rennes.

- DGMA/JUNTA DE EXTREMADURA. 1998. Programa de seguimiento anual de especies protegidas. Informe inédito. Dirección General de Medio Ambiente. Junta de Extremadura.
- DGMN/JUNTA DE CASTILLA-LA MANCHA. 2000. Datos de Reproducción de Buitre Negro de la Provincia de Ciudad Real en el año 1999. Informe inédito. Dirección General del Medio Natural. Junta de Castilla-La Mancha.
- DGMN/JUNTA DE CASTILLA-LA MANCHA. 2001. Datos de reproducción de Buitre Negro de la provincia de Ciudad Real en el año 2000. Informe inédito. Dirección General del Medio Natural. Junta de Castilla-La Mancha.
- DGMN/REGIÓN DE MURCIA. 1998. Censo anual de aves acuáticas invernantes y nidificantes. Informe Inédito. Dirección General del Medio Natural. Región de Murcia.
- DGMN/REGIÓN DE MURCIA. 2000. Seguimiento de la población reproductora de Águila-Azor Perdicera en la Región de Murcia, 2002. Informe inédito. Dirección General del Medio Natural / Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. Murcia.
- DGMN/REGIÓN DE MURCIA. 2002. Censo nidificante de Águila Real y Halcón Peregrino, 2002. Informe Inédito. Dirección General del Medio Natural. Región de Murcia.
- DÍAZ, G. 1982. Ornitofauna de los pinares de Inagua, Pajonales y Ojeda. Informe inédito para ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- DÍAZ, G., TRUJILLO, O. & HERNÁNDEZ, E. 1986. Situación del Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) en Canarias. *Bol. Est. Centr. Ecol.*, 15: 67-72.
- DÍAZ, M. 1988. Zarcero pálido *Hippolais pallida*. Noticiario ornitológico. *Ardeola*, 35(2): 313.
- DÍAZ, M. 1994. Short-toed lark. In, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- DÍAZ, M., ASENSIO, B. & TELLERÍA, J. L. 1996. *Aves Ibéricas I. No Paseriformes*. Ed. J. M. Reyero. Madrid.
- DÍAZ, M., NAVESO, M. A. & REBOLLO, E. 1993. Respuesta de las comunidades nidificantes de aves a la intensificación agrícola en cultivos cerealistas de la Meseta Norte (Valladolid-Palencia, España). *Aegyptus*, 11: 1-6
- DIEGO, J. A., GAYOL, J., JAUREGUI, J., QUINTANA, M. & RODRÍGUEZ SERRANO, V. M. 1990. Censo de parejas nidificantes de Ostrero en Asturias, 1990. Informe Inédito. Agencia de Medio Ambiente. Principado de Asturias.
- DIEGO, J. A., PRIETO, J. R. & FERNÁNDEZ, M. B. 1988. Captura de aves marinas en artes de pesca en Asturias. En, C. López-Jurado (Ed.): *Aves Marinas, GLAM Formentera 1988*, pp. 17-31. Grup Balear d'Ornitologia i Defensa de la Naturalesa. Palma de Mallorca.
- DIES, B. 1999. Cerceta Común *Anas crecca*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 46(1): 152-153.
- DIES, B., DIES, J. I. & CAMPS, A. 1990. *Anuario Ornitológico Comunidad Valenciana 1989*. Estación Ornitológica de l'Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- DIES, B., DIES, J. I., OLTRA MARTÍNEZ, C., GARCÍA I GANS, F. J. & CATALÀ IBARRA, F. J. 1999. *Las aves de L'Albufera de Valencia*. Ed. Vaersa. Valencia.
- DIES, J. I. 1996. Una reserva en l'Albufera de Valencia para las aves marinas: balance de las estaciones reproductoras 1993-1995. *Boletín GLAM*, 22: 3-5.
- DIES, J. I. 2000. Habitat management for gulls and terns at l'Albufera de València (West Mediterranean). Preliminary results. In, P. Yésou & J. Sultana (Eds.): *Monitoring and Conservation of Birds, Mammals and Sea Turtles of the Mediterranean and Black Seas*, pp. 250-261. Environment Protection Department, Malta. Floriana.
- DIES, J. I. 2001. La Cerceta Pardilla *Marmaronetta angustirostris* en la Albufera de Valencia (Este de España). Informe inédito.
- DIES, J. I. 2002. Gaviota Pico fina *Larus genei*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 49(1): 189.
- DIES, J. I. & DIES, B. (Coord.). 1989. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1988*. Estación Ornitológica Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- DIES, J. I. & DIES, B. (Coord.). 1990. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1989*. Estación Ornitológica Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- DIES, J. I. & DIES, B. (Coord.). 1991. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1990*. Estación Ornitológica Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- DIES, J. I. & DIES, B. (Coords.). 1992. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1991*. Estación Ornitológica de La Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- DIES, J. I. & DIES, B. (Coords.). 1994. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1992*. Estación Ornitológica de La Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- DIES, J. I. & DIES, B. (Coords.). 1995a. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1993*. Estación Ornitológica Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- DIES, J. I. & DIES, B. 1995b. *Lista de las aves de la Comunidad Valenciana. Estatus y Criterios de Selección para la colaboración en el Anuario Ornitológico*. Valencia.
- DIES, J. I. & DIES, B. (Coords.). 1997. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1994*. Estación Ornitológica de La Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- DIES, J. I. & DIES, B. 2000. Breeding parameters of the Slender-billed Gull *Larus genei* in a new colony located at l'Albufera de Valencia (E Spain). *Ardeola*, 47(2): 255-258.
- DIES, J. I., DIES, B. & PROSPER, J. 1997. Morito común *Plegadis falcinellus*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 44: 245.
- DIPUTACIÓN GENERAL DE ARAGÓN. 1997. Censos de Avutarda en Aragón. Informe inédito.
- DIPUTACIÓN GENERAL DE ARAGÓN. 2001. Censos de Avutarda en Aragón. Informe inédito.
- DITTBERNER, H. & DITTBERNER, W. 1984. Zür Ökologie, Brutbiologie und morphologischen Merkmalen des Schwarzhalstauchers (*Podiceps nigricollis*). *Mitt.zool. Mus. Berl.*, 60: 57-88.
- D.M.A. 2001. Censos i seguiment de la perdiu blanca (*Lagopus mutus*) a diferents espais naturals i Reserves Nacionals de Caça a Catalunya (Freser-Setcases, Cerdanya-Alt Urgell, Filià, Parc Nacional d'Aiguestortes i Estany de Sant Maurici, Alt Pallars). Informes inéditos. Servei de Protecció i Gestió de la Fauna. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- DMA-GENERALITAT DE CATALUÑA. 2001. *Situació del gall fer a Catalunya*. Informes internos de los espacios naturales, del SARPPIF y Reservas Nacionales de Caza de Freser-Setcases, Cerdanya-Alt Urgell, Cadí, Boumort y Alt Pallars-Boi. Servei de Protecció i Gestió de la Fauna. Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- DOBADO-BERRIOS, P. M., ÁLVAREZ, R. & DOMÍNGUEZ, J. C. 2001. Demographic parameters of a Bonelli's Eagle (*Hieraetus fasciatus*) population in Southern Spain. *Abstracts 4th Eurasian Congress on Raptors*, pp. 57. Estación Biológica de Doñana-CSIC & Raptor Research Foundation. Sevilla.
- DOBADO-BERRIOS, P. M., ÁLVAREZ, R. & LEIVA, A. 1998. El Águila-azor Perdicera en la provincia de Córdoba. *Quercus*, 154: 48-49.
- DOCAMPO, F. & ALLER, J. M. 1991. Evolución de la colonia nidificante de Gaviota Tridáctila (*Larus tridactyla*) en las Islas Sisargas (NW de España). En, A. Fernandez-Cordeiro & J. Domínguez (Eds.): *Actas do I Congreso Galego de Ornitología*, pp. 117-121. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- DOCAMPO, F. & ALLER, J. M. 1994. Fracaso reproductor de la Gaviota Tridáctila *Rissa tridactyla* en Galicia en 1993. *Boletín GLAM*, 18: 10-11.
- DOCAMPO, F. & VELANDO, A. 1995. Comentarios sobre el origen y cambios de la población nidificante de Gaviota Tridáctila (*Rissa tridactyla*) en la Península Ibérica. En, I. Munilla & J. Mouriño (Eds.): *Actas do II Congreso Galego de Ornitología*, pp. 139-151. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- DOCAVO, I. 1979. *La Albufera de Valencia: sus peces y sus aves*. Edicions Alfons el Magnànim. Diputació Provincial de València. Valencia.
- DOLZ, J. C., DIES, I. & BELLURE, J. 1989. Las colonias de Canastera (*Glareola pratincola*, Linn. 1766) en la Comunidad Valenciana. *Medinatural*, 1: 69-80.
- DOLZ, J. C., GIMÉNEZ, M. & HUERTAS, J. 1991. Status of some threatened Anatidae species in the Comunidad Valenciana, East Spain. *IWRB Threatened Waterfowl Research Group Newsletter*, 1: 7-8.
- DOLZ, J. C. & MARTÍNEZ, A. 1987. *Propuesta para la realización de un censo estatal de las colonias de cría de Canastera* (*Glareola pratincola*). Comunicación a I Jornadas de Estudio de Limícolas. Estación Ornitológica de La Albufera. Valencia.
- DOMÍNGUEZ, F. & CUADRADO, M. 1994. Recurrencia y tasa de supervivencia en el Alzacola *Cercotrichas galactotes*. *Butlletí del Grup Català d'Anellament*, 11: 45-49.
- DOMÍNGUEZ, F. & DÍAZ, G. 1985. Plan de Recuperación de la Hubara Canaria. Informe inédito. Instituto Nacional para la Conservación de la

- Naturaleza. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- DOMÍNGUEZ, J. 1983. *Vertebrados de las Gándaras de Budiño (Pontevedra): I. Inventario faunístico. II. Evolución de las comunidades de paseriformes*. Memoria de Licenciatura. Departamento de Zoología. Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela.
- DOMÍNGUEZ, J. 1994. Propuestas para la gestión de la ornitofauna acuática de los embalses de Salas y Lindoso (Parque Natural de Baixa Limia-Serra do Xurés) y zonas húmedas periféricas. Informe inédito para la Xunta de Galicia.
- DOMÍNGUEZ, J. (Dir.) 2001. *Atlas de aves nidificantes del LIC Baixa Limia (1999-2000)*. Informe inédito para Convenio Universidade de Santiago y Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia.
- DOMÍNGUEZ, J. & ARCOS, F. 1994. Propuestas para la gestión de la ornitofauna acuática de los embalses de Salas y Lindoso (Parque Natural de Baixa Limia-Serra do Xurés) y zonas húmedas periféricas. I. Descripción de los humedales. II. Medidas de Gestión. Informe inédito. Dept. de Biología Animal, Facultad de Biología. Universidad de Santiago de Compostela.
- DOMÍNGUEZ, J., ARCOS, F. & SALVADORES, R. 1995. *Aproximación al estado actual de la población de Agachadiza Común (Gallinago gallinago) nidificante en Galicia*. Comunicación al III Congreso Galego de Ornitología. Oleiros.
- DOMÍNGUEZ, J., BÁRCENA, F., SOUZA, J. A. & VILLARINO, A. 1987. Breeding waders in Galicia, north-west Spain. *Wader Study Group Bulletin*, 50: 28-29.
- DONALD, P. & GAILLY, P. 1997. Reed Bunting. In, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & AD Poyser. Londres.
- DONÁZAR, J. A. 1985. Alimoche. En, J. Elósegui (Ed.): *Navarra, atlas de aves nidificantes*, pp. 41. Ed. Caja de Ahorros de Navarra. Pamplona.
- DONÁZAR, J. A. 1990. Unidades reproductoras inusuales: trios poliándricos. En, R. Heredia & B. Heredia (Eds.): *El Quebrantabuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos. Características ecológicas y biología de la conservación*, pp. 39-46. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- DONÁZAR, J. A., BLANCO, G., HIRALDO, F., SOTO-LARGO, E. & ORIA, J. (en prensa). Silviculture and conservation of Cinereous Vultures: A long-term study. *Ecological Applications*, 00: 000-000.
- DONÁZAR, J. A. & CEBALLOS, O. 1988. Alimentación y tasas reproductoras del Alimoche (*Neophron percnopterus*) en Navarra. *Ardeola*, 35: 3-14.
- DONÁZAR, J. A. & CEBALLOS, O. 1989. Growth rates of nestling Egyptian Vultures *Neophron percnopterus* in relation to brood size, hatching order and environmental factors. *Ardea*, 77: 217-226.
- DONÁZAR, J. A. & CEBALLOS, O. 1990. Post-fledging dependence period and development of flight and foraging behaviour in the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus*. *Ardea*, 78: 387-394.
- DONÁZAR, J. A., CEBALLOS, O. & FERNÁNDEZ, C. 1989. Factors influencing the distribution and abundance of seven cliff-nesting raptors: a multivariate study. In, B.-U. Meyburg & R. Chancellor (Eds.): *Raptors in the Modern World*, pp. 545-552. World Working Group on Birds of Prey. Berlin.
- DONÁZAR, J. A., CEBALLOS, O. & TELLA, J. L. 1994. Copulation behaviour in the Egyptian Vulture *Neophron percnopterus*. *Bird Study*, 41: 37-41.
- DONÁZAR, J. A., CEBALLOS, O. & TELLA, J. L. 1996. Communal roosts of Egyptian vultures (*Neophron percnopterus*): dynamics and implications for the species conservation. En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994*, pp. 189-201. Monografía n° 4, SEO/BirdLife. Madrid.
- DONÁZAR, J. A., HIRALDO, F. & BUSTAMANTE, J. 1993. Factors influencing nest site selection, breeding density and breeding success in the bearded vulture (*Gypaetus barbatus*). *Journal of Applied Ecology*, 30: 504-514.
- DONÁZAR, J. A., NAVESO, M. A., TELLA, J. L. & CAMPIÓN, D. 1997. Extensive grazing and raptors in Spain. In, D. Pain & M. W. Pienkowski (Eds.): *Farming and Birds In Europe*. Academic Press. Londres.
- DONÁZAR, J. A., NEGRO, J. J., PALACIOS, C. J., GANGOSO, L., GODOY, J. A., CEBALLOS, O. & HIRALDO, F. 2002. Description of a new subspecies of the Egyptian Vulture (Accipitridae: *Neophron percnopterus*) from the Canary Islands. *The Journal of Raptor Research*, 36(1): 17-23.
- DONÁZAR, J. A., PALACIOS, C. J., GANGOSO, L., CEBALLOS, O., GONZÁLEZ, M. J. & HIRALDO, F. 2002. Conservation status and limiting factors of the endangered population of Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *Biological Conservation*, 107: 89-97.
- DORKA, V., PEAN, P. & SPAETER, C. 1970. Eine weitere Beobachtung des Sahara-Wüstengimpel *Rhodopechys gibbaginea* bei Almería, Südspanien. *Journal für Ornithologie*, 111: 495-496.
- DOS SANTOS, J. R. 1983. A rola (*Streptopelia turtur*) ameaçada de extinção. *Cyanopica*, 3: 105-107.
- DOUTHWAITE, R. J. 1978. Geese and Red-knobbed Coot on the Kafue Flats in Zambia, 1970-1974. *East African Wildlife Journal*, 16: 29-47.
- DOWELL, S. D. 1992. Problems and pitfalls of gamebird reintroduction and restocking: An overview. *Gibier Faune Savage*, 9: 773-780.
- DRONNEAU, C. & WASSMER, B. 1999. Faucon Hoberau *Falco subbuteo*. En, G. Rocamora, & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France*, pp. 473. SEO-LPO. París.
- DUARTE, J., & VARGAS, M. 2001. Mamíferos depredadores de nidos de perdiz roja (*Alectoris rufa*) en olivares del sur de España. *Galemys*, 13: 47-58.
- EBD. 1994. *Acciones para prevenir la mortalidad evitable de la Focha cornuda (Fulica cristata) en la Comunidad Europea*. IWRB.
- EBD. 1995. (EQUIPO DE SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS NATURALES-ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA/CSIC). Colonias de nidificación del Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*) en Andalucía: estado actual de las mismas, problemas de conservación y normas para su manejo. Informe inédito para Convenio EBD-CSIC y Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- EBD. 1995. (EQUIPO DE SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS NATURALES-ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA/CSIC). Informe Anual sobre Aves Acuáticas en las Marismas del Guadalquivir. Año Biológico 1993/1994. Informe inédito.
- EBD. 2001. (EQUIPO DE SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS NATURALES-ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA/CSIC). Nueva colonia de espátulas en las Marismas de Doñana. *Quercus*, 189: 53.
- EBD & PND. 1995. (EQUIPO DE SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS NATURALES-ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA/CSIC & ÁREA DE CONSERVACIÓN DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA/OAPN). Informe Anual sobre Aves Acuáticas en las Marismas del Guadalquivir. Año Biológico 1994/1995. Informe inédito.
- EBD & PND. 1996. (EQUIPO DE SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS NATURALES-ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA/CSIC & ÁREA DE CONSERVACIÓN DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA/OAPN). Informe Anual sobre Aves Acuáticas en las Marismas del Guadalquivir. Año Biológico 1995/1996. Informe inédito.
- EBD & PND. 1997. (EQUIPO DE SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS NATURALES-ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA/CSIC & ÁREA DE CONSERVACIÓN DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA/OAPN). Informe Anual sobre Aves Acuáticas en las Marismas del Guadalquivir. Año Biológico 1996/1997. Informe inédito.
- EBD & PND. 1998. (EQUIPO DE SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS NATURALES-ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA/CSIC & ÁREA DE CONSERVACIÓN DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA/OAPN). Informe Anual sobre Aves Acuáticas en las Marismas del Guadalquivir. Año Biológico 1997/1998. Informe inédito.
- EBD & PND. 1999. (EQUIPO DE SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS NATURALES-ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA/CSIC & ÁREA DE CONSERVACIÓN DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA/OAPN). Informe Anual sobre Aves Acuáticas en las Marismas del Guadalquivir. Año Biológico 1998/1999. Informe inédito.
- EBD & PND. 2000. (EQUIPO DE SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS NATURALES-ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA/CSIC & ÁREA DE CONSERVACIÓN DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA/OAPN). Informe Anual sobre Aves Acuáticas en las Marismas del Guadalquivir. Año Biológico 1999/2000. Informe inédito.
- EBD & PND. 2001. (EQUIPO DE SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS NATURALES-ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA/CSIC & ÁREA DE CONSERVACIÓN DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA/OAPN). Informe Anual sobre Aves Acuáticas en las Marismas del Guadalquivir. Año Biológico 2000/2001. Informe inédito.
- EBD & PND. 2002. (EQUIPO DE SEGUIMIENTO DE LOS PROCESOS NATURALES-ESTACIÓN BIOLÓGICA DE DOÑANA/CSIC & ÁREA DE CONSERVACIÓN DEL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA/OAPN). Avance del Informe Anual sobre Aves Acuáticas en las Marismas del Guadalquivir. Año Biológico 2001/2002. Informe inédito.
- EKEN, G. 2000. The breeding populations of some seabirds species in Turkey. *Simpósio Mediterráneo sobre Aves Marinas: Conferencia sobre pesquerías, productividad marina y conservación de aves*. Libro de resúmenes, pp. 21. MedMarAvis & SEO/BirdLife, Benidorm, Alicante, 11-15 octubre 2000.

- EKEN, G. & MAGNIN, G. 2000. *A preliminary biodiversity atlas of the Konya Basin, Central Turkey*. Türkiye Dogal Hayati Koruma Dernegi. Estambul.
- EL AGBANI, M. A., DAKKI, M., THEVENOT, M., BEAUBRUN, P. C. (en prensa). Statut actuel au Maroc d'une espèce menacée, la Sarcelle marbrée (*Marmaronetta angustirostris*). Documents de l'institut scientifique.
- EL HAMOUMI, R. 2001. Le status de la Spatule Blanche au Maroc. In, *Wetlands Management and conservation of spoonbills and other waterbirds. Proceedings of the 3th Eurosite Spoonbill Network*. Huelva. España.
- EL HAMOUMI, R. 2002. Evolution de la population hivernante de la Spatule blanche au Maroc. In, *Wetlands Management for spoonbill and associated waterbirds. Proceedings of the 4th Eurosite Spoonbill Network*. Texel. Países Bajos.
- ELIAS, G. L., REINO, L. M., SILVA, T., TOMÉ, R. & GERALDES, P. 1999. *Atlas das aves invernantes do Baixo Alentejo*. Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves. Lisboa.
- ELLIS, A. B. 1993. *Islas de África occidental (Gran Canaria y Tenerife)*. J. A. D. L.
- ELÓSEGUI, J. 1985. *Navarra. Atlas de aves nidificantes*. Ed. Caja de Ahorros de Navarra. Pamplona.
- ELÓSEGUI, J., ASTRAIN, C., MUGUIRO, M. & MUNILLA, A. 1995. Censo de Aguilucho Palido (*Circus cyaneus*) y Aguilucho Cenizo (*Circus pygargus*) en Navarra. *Alytes*, 7: 213-240.
- EMMERSON, K. W. 1983. Actual and potential threats to the Canarian Houbara. *Bustard Studies*, 1: 51-56.
- EMMERSON, K. W. 1985. Estudio de la biología y ecología de la Paloma Turqué (*Columba bollii*) y la Paloma Rabiche (*Columba junoniae*) con vistas a su conservación. Vol. II. Ornistudio S.L. Informe inédito para ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- EMMERSON, K. W. 1999. Distribución y abundancia en las Islas Canarias. En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La ganga ibérica (Pterocles alchata) y la ganga ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 109-116. Colección técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- EMMERSON, K. W., BARONE, R., LORENZO, J. A. & NARANJO, J. J. 1993. Censo y análisis de la comunidad ornítica del Parque Nacional de Garajonay (La Gomera). Ornistudio S.L. Informe inédito para ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- EMMERSON, K. W., MARTÍN, A., BACALLADO, J. J. & LORENZO, J. A. 1994. Catálogo y Bibliografía de la Avifauna Canaria. *Publicaciones Científicas del Cabildo de Tenerife n° 4*. Museo de Ciencias Naturales. Tenerife.
- ENA, V. 1979. *Autoecología de la Graja (Corvus frugilegus L.) en la provincia de León*. Tesis Doctoral. Universidad de Oviedo.
- ENA, V. & ALBERTO, L. J. 1977. Avifauna 1975-77 no Passeriforme de las salinas de Villafáfila (Zamora): Reproducción, predación y ecología. *Ardeola*, 24: 71-93.
- ENA, V., GARCÍA-GAONA, J. F. & MARTÍNEZ, A. 1984. Seguimiento en la época de celo de tres cantaderos de Urogallo (*Tetrao urogallus*) en la cordillera Cantábrica. *Boletín de la Estación Central de Ecología. I.C.O.N.A.*, 13(26): 63-71.
- ENA, V. & MARTÍNEZ, A. 1988. Distribución y comportamiento social de la Avutarda. *Quercus*, 31: 12-20.
- ENGELMOER, M. & ROSELAAR, C. 1998. *Geographical variation in waders*. Kluwer. Dordrecht. The Netherlands.
- EPYPSA. 1985. *Plan especial de protección del medio físico y catálogo de espacios y bienes protegidos de la provincia de Granada*. Junta de Andalucía. Sevilla.
- ERDOZIAN, J., SANZ-ZUASTI, J., SOTO-LARGO, E. & VELASCO, T. 1998. *Netta rufina*. *Anuario Ornitológico de Navarra 1996*, 3: 89.
- ESCADELL SALOM, A. 1997. *Atlas dels ocells nidificants de Menorca*. GOB Menorca. Maó.
- ESTACIÓ ORNITOLÒGICA L'ALBUFERA. 1997. Charrán Patinegro *Sterna sandvicensis*. En, J. I. Dies & Dies, B. (Eds.): *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1994*. EOA/SEO. Valencia.
- ESTACIÓ ORNITOLÒGICA L'ALBUFERA. 2000. Censos de aves acuáticas nidificantes de la Comunidad Valenciana. Memoria año 2000. Informe inédito.
- ESTERNA, C. O. 1999. Avetoro Común *Botaurus stellaris*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 46(1): 150.
- ESTEVE, M. A., HERNÁNDEZ, V., MARTÍNEZ, E., OCHOTORENA, F., ROBLEDANO, F. & SÁNCHEZ, P. A. 1986. Catálogo de vertebrados (excepto peces) de la Región de Murcia. *Anales de Biología*, 7 (Biología Animal): 57-70.
- ESTRADA, J. 2001. *Cbersophilus duponti*. *Anuari d'Ornitologia de Catalunya 1998*: 192.
- ESTRADA, J. (en prensa)a *Sisó Tetrax tetrax*. En, J. Calvet, J. Estrada, S. Mañosa, F. Moncasí, J. Solans, & S. West (Eds.): *Els ocells de la plana de Lleida*. Lynx Editions. Barcelona.
- ESTRADA, J. (en prensa)b *Torlit Burbinus oedionemus*. En, J. Calvet, J. Estrada, S. Mañosa, F. Moncasí, J. Solans, & S. West (Eds.): *Els ocells de la plana de Lleida*. Lynx Editions. Barcelona.
- ESTRADA, J., FOLCH, A., MAÑOSA, S., BONFIL, J., GONZÁLEZ-PRAT, F. & ORTA, J. 1996. Avifauna estépica de la Depresión del Ebro Catalana: distribución y estima poblacional. En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*, pp. 121-130. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- ESTRADA, J., FOLCH, A., MAÑOSA, S., BONFIL, J., GONZÁLEZ-PRAT, F. & ORTA, J. 1997. Aves de las áreas estépicas catalanas: distribución y abundancias. En, J. Manrique, A. Sánchez, F. Suárez & M. Yanes (Coords.): *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp. 55-70. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería.
- ETCHÉCOPAR, R.-D. & HÜE, F. 1957. Nouvelles données sur l'Avifaune des Îles Canaries recueillies au printemps 1956. *L'Oiseau et R. F. O.*, 27 (4): 309-334.
- ETCHÉCOPAR, R.-D. & HÜE, F. 1960. Evolution récente de l'avifaune des Canaries. *Proc. XIIth. Internat. Orn. Congr.*, pp. 193-196. Helsinki.
- ETI. S.L. 1993. Censo de la población de avutarda del Noreste de la provincia de Madrid durante la estación invernal. Informe inédito. Agencia de Medio Ambiente. Comunidad de Madrid.
- ETI. S.L. 1998. Elaboración de un estudio poblacional de la avutarda en Castilla y León. Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- ETXEBERRIA, A. & ASTRAIN, C. 1999. Distribución y abundancia en Navarra y La Rioja. En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 83-94. Colección Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- EUROPEAN BIRD REPORT. 2000. Glossy Ibis *Plegadis falcinellus*. *British Birds*, 93: 117.
- EUROPEAN NEWS. 1995. Glossy Ibis *Plegadis falcinellus*. *British Birds*, 88(1): 27.
- EVANS, I. M. & PIENKOWSKI, M. W. 1991. World status of the red kites. A background to the experimental reintroduction to England and Scotland. *British Birds*, 84: 171-187.
- FAIRALL, N. 1981. A study on the bioenergetics of the Red-knobbed Coot *Fulica cristata* on a South African estuarine lake. *South African Journal of Wildlife Research*, 11: 1-4.
- FAJARDO, I. & BABILONI, G. 1996. Estado de conservación de las rapaces nocturnas en el Mediterráneo Occidental. En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994*, pp. 145-156. Monografía n° 4, SEO/BirdLife. Madrid.
- FAJARDO, I., PIVIDAL, V. & CEBALLOS, W. 1994. Causes of mortality of the Short-eared Owl (*Asio flammeus*) in Spain. *Ardeola*, 41: 129-134.
- FAO. 1995. Code of conduct for responsible fisheries. FAO. Roma.
- FARINHA, J. C. 1991. *Medidas urgentes para a conservação da Gralha-de-bico-vermelho Pyrrhocorax pyrrhocorax em Portugal*. Estudos de Biología e Conservação da Natureza 2. SNPRCN. Lisboa.
- FARINHA, J. C. & MONTEIRO, A. 1998. *O abutre do Egipto em Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza/Parque Natural do Douro Internacional. Lisboa.
- FARINHA, J. C. & TEIXEIRA, A. M. 1989. The Chough in Portugal: Status and Distribution. En, E. Bignal & D. J. Curtis (Eds.): *Choughs and Land-use in Europe*, pp. 25-28. Scottish Chough Study Group. Argyll.
- FARINHA, J. C. & TRINDADE, A. 1994. *Contribuição de Zonas Húmidas em Portugal Continental*. Publicação MedWet/Instituto da Conservação da Natureza. Lisboa.
- FARRÉ, M. & RAVENTÓS, R. 1976. Notas breves. *Ardeola*, 23: 240.
- FASOLA, M. & CANOVA, L. 1991. Colony site selection by eight species of gulls and terns breeding in the "Valli di Comacchio" (Italy). *Bollettino Zoologia*, 58: 261-266.
- FASOLA, M. & CANOVA, L. 1992. Nest habitat selection by eight syntopic species of Mediterranean gulls and terns. *Colonial Waterbirds*, 15: 169-178.
- FASOLA, M. & CANOVA, L. 1993. Selection of nest habitat by eight species of gulls and terns in the valli di Comacchio, Italy. In, J. S. Aguilar, X. Monbaillu & A. M. Paterson (Eds.): *Estatus y conservación de aves marinas*, pp. 347-348. SEO/BirdLife y MEDMARAVIS. Madrid.

- FASOLA, M. & CANOVA, L. 1996. Conservation of gull and tern colony sites in Northeastern Italy, an internationally important bird area. *Colonial Waterbirds*, 19 (Special publication 1): 59-67.
- FASOLA, M., CANOVA, L. & VOLPONI, S. 2001. Colonisation of a new spoonbill breeding site in NE Italy. In, *Wetlands Management and conservation of spoonbills and other waterbirds. Proceedings of the 3th Eurosite Spoonbill Network*, pp. 16. Huelva. España.
- FASOLA, M., GOUTNER, V. & WALMSLEY, J. 1993. Comparative breeding biology of the gulls and terns in the four main deltas of the northern Mediterranean. En, J. S. Aguilar, X. Monbailliu & A. M. Pateron (Eds.): *Status and conservation of Seabird*. SEO/BirdLife. Madrid.
- FASOLA, M., SÁNCHEZ, J. M. & ROSELAAR, C. S. 2002. *Sterna albifrons*. En, S. Cramp & K. E. L. Simmons: *The Birds of the Western Palearctic*. Oxford University Press. Oxford.
- FASOLA, M., VECCHIO, I., CACCIALANZA, G., GANDINI, C. & KITZOS, M. 1987. Trends of organochlorine residues in eggs of birds from Italy, 1977 to 1985. *Environmental Pollution*, 48: 25-36.
- FERNÁNDEZ, A. 1983. *Distribución estacional y espacial de una comunidad de falconiformes en el Alto Ebro*. Memoria de Licenciatura. Universidad del País Vasco.
- FERNÁNDEZ, A., ROMÁN, J., DE LA TORRE, J. A., ANSOLA, L. M., SANTAMARÍA, J., VENTOSA, R., ROMÁN, F. & PALMA, C. 1998. Demografía y conservación de una población de Águila Perdicera *Hieraaetus fasciatus* en declive. En, R. D. Chacellor, B. U. Meyburg & J. J. Ferrer. (Eds.): *Holarctic Birds of Prey*, pp. 305-321. Adenex-WWGBP.
- FERNÁNDEZ, C. 1992. Corología y caracterización del hábitat del Pito Negro (*Dryocopus martius*), Pico Mediano (*Dendrocopos medius*) y Pico Dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) en Navarra. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- FERNÁNDEZ, C. 1993a. Influencia de la estructura forestal sobre la densidad y distribución del Pico Dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) y del Pito Negro (*Dryocopus martius*) en Quinto Real (Navarra). Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- FERNÁNDEZ, C. 1993b. Selection de falaises pour la nidification chez l'aigle royal *Aquila chrysaetos*. *Alauda*, 61: 105-110.
- FERNÁNDEZ, C. & AZKONA, P. 1996. Plan de Recuperación del Pico Mediano en Navarra. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- FERNÁNDEZ, C. & AZKONA, P. 1997a. Análisis de los factores demográficos y documentación básica para los planes de recuperación de la Perdiz Nival y Perdiz Pardilla en Navarra. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- FERNÁNDEZ, C. & AZKONA, P. 1997b. Bases ecológicas, análisis de la situación y Plan de recuperación de la Perdiz Nival (*Lagopus mutus pyrenaicus*) en Navarra. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- FERNÁNDEZ, C., AZKONA, P. & CEBALLOS, O. 2002. Censo de rapaces nidificantes en Navarra. Águila Real (*Aquila chrysaetos*). Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- FERNÁNDEZ, C., AZKONA, P. & LORENTE, L. 1994. Corología y caracterización del hábitat del pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) en el Pirineo occidental. *Ardeola* 41, 135-140.
- FERNÁNDEZ, C., AZKONA, P. & URMENETA, A. 1991. Recensement, distribution et description des aires de chant de Grand Tétrás (*Tetrao urogallus*) dans les Pyrénées navarraises. *Acta Biol. Montana*, 10: 55-61.
- FERNÁNDEZ, L. & CAMACHO, M. 1989. Determinación del status de la Tórtola Común *Streptopelia turtur* en España. Informe inédito para ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- FERNÁNDEZ, M., CANO, L. S. & PRADA, L. 2001. The Black Stork in the region of Madrid (Central Spain): status, trends and population changes. *III International Black Stork Conference, March 2001*. Fourneau Saint-Michel. Bélgica.
- FERNÁNDEZ ARANSAY, I. 2002. Sistema de seguimiento del estado de conservación de las poblaciones de aves reproductoras en España. Informe inédito de SEO/BirdLife para el Ministerio de Medio Ambiente.
- FERNÁNDEZ-ALCÁZAR, G. & FERNÁNDEZ-CRUZ, M. 1991. Situación actual de las garzas coloniales en España. *Quercus*, 60: 8-16.
- FERNÁNDEZ-CORDEIRO, A. & DOMÍNGUEZ, J. 1991. Catálogo provisional de aves nidificantes amenazadas de Galicia. En, A. Fernandez-Cordeiro & J. Domínguez (Eds.): *Actas do I Congreso Galego de Ornitología*, pp. 9-17. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- FERNÁNDEZ-CRUZ, M. 1982. Actividades del Centro de Migración de la Sociedad Española de Ornitología (años 1973-1978). *Ardeola*, 29: 5-32.
- FERNÁNDEZ-CRUZ, M. & ARAÚJO, J. (Eds.) 1985. *Situación de la Avifauna de la Península Ibérica, Baleares y Macaronesia*. CODA-SEO/BirdLife. Madrid.
- FERNÁNDEZ-CRUZ, M. & CAMPOS, F. 1997. Garcilla Cangrejera *Ardeola ralloides*. En, F. J. Purroy (Ed.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 46-47. SEO/BirdLife-Lynx Edicions. Barcelona.
- FERNÁNDEZ-CRUZ, M., MARTÍN-NOVELLA, C., PARIS, M., FERNÁNDEZ-ALCÁZAR, G., SÁNCHEZ, E. G., NEVADO, J. C., RENDÓN, M. & RUBIO, J. C. 1991. Dinámica de la población del Flamenco (*Phoenicopterus ruber roseus*) en España. En, Agencia de Medio Ambiente (Ed.): *Actas de la reunión técnica sobre la situación y problemática del Flamenco Rosa (Phoenicopterus ruber roseus) en el Mediterráneo Occidental y África Noroccidental*, pp. 11-46. Junta de Andalucía.
- FERNÁNDEZ DE LA CIGONA, E. 1996. *Aves marañas do mar galego*. AGCE. Vigo.
- FERNÁNDEZ DE LA CIGONA, E. & MORALES, X. 1992. Paíños comunes (*Hydrobates pelagicus*) nidificando en Galicia. Primeros datos. *Tribuna de la Cultura*, 2: 216-225.
- FERNÁNDEZ-GARCÍA, M., ORTEGA, A., PÉREZ DE LA FUENTE, F., HERNÁNDEZ, M. A., CASADO, S. & VEGA, C. 1989. Los aguiluchos en la Comunidad de Madrid. *Quercus*, 36: 27-33.
- FERNÁNDEZ-PALACIOS, J. M. & RAYA, C. 1991. Biología de la Focha Cornuda (*Fulica cristata* Gmeling 1789) en Cádiz y otros humedales del Bajo Guadalquivir. En, *Plan Rector de Uso y Gestión de las Reservas Naturales de las Lagunas de Cádiz*, pp. 97-117. Consejería de Cultura y Medio Ambiente. Sevilla.
- FERN, P. N. & HINSLEY, S. A. 1999. El comportamiento de las gangas (*Pterocles alchata* y *P. orientalis*), con especial referencia a los bebederos y al efecto de los depredadores. En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 177-194. Colección Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- FERREIRO, E., GARDIAZÁBAL, A. & ARROYO, B. 2001. Censo y seguimiento de la reproducción del Águila Real en la Comunidad de Madrid. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid.
- FERRER, M. 1993a. *El Águila Imperial Ibérica (Aquila adalberti)*. Editorial Quercus. Madrid.
- FERRER, M. 1993b. Juvenile dispersal behaviour and natal philopatry of long-lived raptor, the Spanish Imperial eagle (*Aquila adalberti*). *Ibis*, 135.
- FERRER, M. 1997. Análisis de impactos de líneas eléctricas sobre la avifauna de espacios naturales protegidos. En, *Segundas Jornadas sobre líneas eléctricas y medio ambiente*, pp. 197-206. Servicio de Medio Ambiente de Red Eléctrica de España. Madrid.
- FERRER, M. 2002. *Informe para la Comisión Mixta de Gestión sobre la situación del Águila Imperial en Doñana*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid.
- FERRER, M. & CALDERÓN, J. 1990. The Spanish imperial eagle *Aquila adalberti* in Doñana National Park: a study on population dynamics. *Biol. Cons.*, 51: 151-161.
- FERRER, M. & HIRALDO, F. 1991. Evaluation of management techniques for the Spanish Imperial Eagle. *Wildlife Society Bulletin*, 19: 436-442.
- FERRER, M. & JANSS, G. F. E. 1999. *Aves y líneas eléctricas. Colisión, electrocución y nidificación*. Servicios Informativos Ambientales/Quercus. Madrid.
- FERRER, X. 1977. Introducció ornitològica al delta de l'Ebre. En *Sistemes Naturals del Delta de l'Ebre*. *Treb. Inst. Cat. Hist. Nat.*, 8: 227-302.
- FERRER, X. 1991. *Netta rufina*. En, V. Urios, J. V. Escobar, R. Pardo & J. A. Gómez: *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*, pp. 96-97. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Generalitat Valenciana. Valencia.
- FERRER, X. 1997. Charrán Común *Sterna hirundo*. En, F. J. Purroy (Ed.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife-Lynx Edicions. Barcelona.
- FERRER, X. & MARTÍNEZ-VILALTA, A. 1986. Fluctuations of the Gull and Tern populations in the Ebro Delta, North-East Spain (1960-85). In, MEDMARAVIS & X. Monbailliu (Eds.): *Mediterranean Marine Avifauna. Population Studies and Conservation*, pp. 273-284. NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag. Berlín.

- FERRER, X. & MARTÍNEZ-VILALTA, A. 1993. Estatus y distribución de la población reproductora del Charrán Patinegro *Sterna sandvicensis* en el Mediterráneo. En, J. S. Aguilar, X. Monbailiu & A. M. Paterson (Eds.): *Estatus y conservación de aves marinas*, pp. 107-110. SEO/BirdLife y MEDMARAVIS. Madrid.
- FERRER, X., MARTÍNEZ-VILALTA, A. & MUNTANER, J. (Eds.) 1986. *Historia Natural dels Països Catalans. Vol 12: Ocells*. Enciclopèdia Catalana. Barcelona.
- FERRERO, J. J. 1994. Situación del Elanio Azul *Elanus caeruleus* en el Mediterráneo. En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994*, pp. 101-115. Monografía n° 4, SEO/BirdLife. Madrid.
- FERRERO, J. J. 1995. La población ibérica de Aguilucho Cenizo *Circus pygargus*. *Alytes*, 7: 539-560.
- FERRERO, J. J. 1996. Hábitat y distribución del Aguilucho Cenizo en la Península Ibérica. *Quercus*, 121: 18-21.
- FERRERO, J. J. 2000. *El ciclo reproductivo del Elanio Común en Extremadura*. Memoria del Trabajo de Investigación. Área de Biología Animal. Universidad de Extremadura. Badajoz.
- FERRERO, J. J. & DE LOPE, F. 2001. Breeding phenology of Black-shouldered Kites (*Elanus caeruleus*) in Extremadura (Southwestern Spain). *Abstracts 4th Eurasian Congress on Raptors*, pp. 65. Estación Biológica de Doñana-CSIC & Raptor Research Foundation. Sevilla.
- FERRERO, J. J., NÚÑEZ, J. C., DELGADO, J. C., GÓMEZ, M., CALDERÓN, M., GONZÁLEZ, A. & VALIENTE, J. 2000. Censo de la población de Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*) en Extremadura (1997). *Aves de Extremadura. Anuario ADENEX 1998*, 1: 17-26.
- FERRERO, J. J. & ONRUBIA, A. 1998. Expansión del área de cría y distribución actual del Elanio Común *Elanus caeruleus* en España. In, B.-U. Meyburg, R. D. Chancellor & Ferrero, J. J. (Eds.): *Holarctic Birds of Prey*, pp. 159-171. World Working Group on Birds of Prey-ADENEX. Berlin-Mérida.
- FERRERO, J. J., PIZARRO, V. M. & ROMÁN, J. A. 1996. Dispersión postnatal de las Cigüeñas Negras españolas. Comunicación, *II Conferencia Internacional sobre la Cigüeña Negra, marzo 1996*. ADENEX. Trujillo.
- FERRERO, J. J. & ROMÁN, J. A. 1990. Estudios sobre la Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*) en Extremadura II: Nidotópica y hábitat de nidificación. *Alytes*, 5: 19-46.
- FERRERO, J. J., ROMÁN, J. A., PIZARRO, V. M., RODRÍGUEZ, A. & RODRÍGUEZ, A. 1990. Estudios sobre la Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*) en Extremadura I: Censo de la población (1988). *Alytes*, 5: 9-18.
- FLALA, V. 1991. Zweiter Beitrag zur Brutbiologie des Schwarzhalstau-chers (*Podiceps nigricollis*). *Folia Zool.*, 40: 241-260.
- FIGUEROLA, J. & CERDÀ, F. 1997. La reproducció del corriol camanegre (*Charadrius alexandrinus*) al Delta del Llobregat durant el 1996. Informe inedito. Reserves Naturals Delta del Llobregat.
- FIGUEROLA, J. & CERDÀ, F. 1998. Evolució i conservació de la població de corriol camanegre (*Charadrius alexandrinus*) del delta del Llobregat. *Spartina*, 3: 161-169.
- FIGUEROLA, J., CERDÀ, F., BACH, J. & MONTALVO, T. 2001. Seguimiento de la reproducción del Chorlito Patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en el Delta del Llobregat, año 2001. Informe inédito para Port Autonom de Barcelona. Barcelona.
- FIGUEROLA, J., MARTÍ, J. & CERDÀ, F. 1999. Situació del corriol camanegre als Aiguamolls de l'Empordà al 1998. Informe inédito para Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- FILCHAGOV, A. V., BIANKI, U. V. & MIKHAILOV, K. T. 1985. Bean goose *Anser fabalis* on the Kola Peninsula. *Ornitologia*, 20: 26-32.
- FINLAYSON, C. 1992. *Birds of the Strait of Gibraltar*. T. & A. D. Poyser. Londres.
- FISHPOOL, L. D. C. & EVANS, M. I. (Eds.) 2001. *Important bird areas in Africa and associated islands: priority sites for conservation*. Birdlife Conservation Series No. 11. Birdlife International, Cambridge.
- FIUCZYNSKY, D. 1978. The population ecology of the Hobby Falcon (*Falco subbuteo* L., 1758). *Zool. Jb. Syst.*, 105: 193-257.
- FIUCZYNSKY, D. 1988. *Der Baumfalke*. Die Neue Brehm-Bücheri 575. Westarp, Wiss Magdeburg; Spektrum Akad. Verl., Heidelberg.
- FLADE, M. 2001. First short report on the 3rd expedition to W-Siberia. Informe inédito.
- FOLCH, A. 1996. Distribución y estatus de la Carraca (*Coracias garrulus*) en Cataluña. En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las Aves Esteparias y su Hábitat*, pp. 113-119. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- FOLCH, A. 2000. *Selección del lugar de nidificación de la Carraca* (Coracias garrulus) en Cataluña. Póster. XV Jornadas Ornitológicas Españolas y I Jornadas Ibéricas de Ornitología. El Rocío, Doñana.
- FOMBELLIDA, I. 2002. Resumen del Censo de la población de Martín pescador *Alcedo atthis* en sendos tramos de los ríos Saja y Besaya, Cantabria. Informe inédito.
- FONTOURA, A. P. & GONÇALVES, D. 1998. Contributo para a conservação e gestão cinegética da Codorniz, *Coturnix c. coturnix*, em Portugal. Informe inédito. CECA/ICETA e Direcção Geral das Florestas.
- FORERO, M., DONÁZAR, J. & HIRALDO, F. 2002. Causes and fitness consequences of natal dispersal in a population of black kites. *Ecology*, 83: 858-872.
- FORERO, M., TELLA, J. L., DONÁZAR, J. A. & HIRALDO, F. 1996. Can the interspecific competition and nest site availability explain the decrease of lesser kestrel populations?. *Biological Conservation*, 78: 289-293.
- FOSSI, M. C., SANCHEZ, J. C., DIAZ, R., LARI, L., GARCIA, J. E. & GAGGI, C. 1995. The lizard *Gallotia galloti* as a bioindicator of organophosphorus contamination in the Canary Islands. *Environmental Pollution*, 87: 289-294.
- FOTEX. 2001. Censo del Aguilucho Cenizo en Extremadura y su campaña de salvamento 2001. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente. Junta de Extremadura.
- FOURGE, J. P. 1992. Observation de deux aigles imperiaux ibériques (*Aquila heliaca adalberti*) dans la region de Chechaouen. *Porphyrio*, 4: 25-28.
- FOUCES, V. 1995. Pla de conservació i recuperació del bitó a Catalunya. Informe inédito para Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- FOUCES, V. 1996. Notes Faunístiques: *Panurus biarmicus*. *Butll. Parc Natural Delta de l'Ebre*, 9: 41.
- FOX, A. D. 1986. The breeding Teal (*Anas crecca*) of a coastal raised mire in central West Wales. *Bird Study*, 33: 18-23.
- FPNNE (FEDERACIÓN DE PARQUES NATURALES Y NACIONALES DE EUROPA. SECCIÓN DEL ESTADO ESPAÑOL). 1995. *Espacios naturales protegidos del Estado Español*. FPNNE. Madrid.
- FRAGA, R. M. & AMAT, J. A. 1996. Breeding biology of a Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) population in an inland saline lake. *Ardeola*, 43: 69-85.
- FRAGUAS, B. 1999. *A população de águia de Bonelli Hieraaetus fasciatus no Nordeste de Portugal*. Dissertação de Mestrado. Universidade do Porto.
- FRANCO, A. 2000. Seguimiento del tamaño poblacional de Buitre Negro en Andalucía. Informe inédito. Dirección General de Medio Natural. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- FRANCO, A., MALICO, I., MARTINS, H. & SARMENTO, N. 1998. Alguns dados sobre a alimentação do Tartaranhão caçador *Circus pygargus* em Castro Verde. *Airo*, 9: 49-53.
- FREY, H. & BIJLEVELD, M. 1994. The reintroduction of the Bearded vulture *Cypaetus barbatus aureus* into the Alps. In, B. U. De Meyburg & R. D. Chancellor (Eds.): *Raptor Conservation Today. Proceedings of the IV World Conference on Birds of Prey and Owls*, pp. 459-464. Berlin.
- FUENTES, C., SÁNCHEZ, M. I., SELVA, N. & GREEN, A. J. (en prensa). Seasonal and age variation in the diet of the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris* in southern Alicante, eastern Spain. *Rev. Ecol. Terre et Vie*, 0: 000-000.
- G.NAVEDO, J., GONZÁLEZ SÁNCHEZ, F. 2002. *The crucial importance of the Marismas the Santoña y Noja Nature Reserve (Cantabrian Coast, Spain) during the autumn migration of Spoonbill Platelea Leucorodia*. Report of the 68th EUROSITE Spoonbill Workshop. Wetland management for Spoonbills and associated waterbirds. Texel (The Netherlands). Ed. Jan Veen & Olga Stepanova.
- GADEN. 2000. El Águila Real *Aquila chrysaetos* en Álava. Parámetros reproductores 2000. Informe inédito.
- GAINZARAIN, J. A. 1998. Milano Negro *Milvus migrans*. En, J. A. Fernández de Mendiola & A. Bea (Coords.): *Vertebrados Continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- GALÁN, R. 2000. El veneno bloquea la conservación del Buitre Negro en Sierra Pelada. *Quercus*, 169: 50-51.
- GALÁN, R., DE ANDRÉS, A. J. & SEGOVIA, C. 1996. Interferencias de las actividades forestales con la conservación del Buitre Negro (*Aegypius monachus*) en Sierra Pelada (1993). *Ecología*, 10: 437-446.
- GALÁN, R., DE ANDRÉS, A. J. & SEGOVIA, C. 1998. Effects of forest fires (1984-92) on the Cinereous Vulture *Aegypius monachus* in Sierra Pela-

- da (Huelva, Spain). En, *Actas del Congreso de Rapaces del Holártico*, pp. 231-238.
- GALARZA, A. 1989. *Urdaibai. Avifauna de la Ría de Gernika*. Diputación Foral de Bizkaia. Bilbao.
- GALARZA, A. 1995. La Investigación avifaunística y su papel en la conservación y gestión de la Reserva de Urdaibai. En, *Reserva de la Biosfera de Urdaibai: investigación básica y aplicada*. Gobierno Vasco. Vitoria.
- GALBRAITH, H., BAILLIE, R., FURNESS, R. W. & RUSSELL, S. 1986. Regional variations in the dispersal of Shags *Phalacrocorax aristotelis* in northern Europe. *Ornis Scandinavica*, 17: 68-74.
- GALERA, A. & MONTERDE, J. 2000. Estimació de Parelles reproductores a la costa sud i est d'Eivissa. Informe inédito. Conselleria de Medio Ambiente. Govern Balear.
- GALLEGO, S., PUIGSERVER, M., RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D., RODRIGO-RUEDA, F. J. & ROLDÁN, G. 1993. Algunos aspectos fenológicos y de la biología de la reproducción de la codorniz (*Coturnix c. coturnix*) en Cataluña (España). *Historia Animalium*, 2: 125-136.
- GALLEGO, S., RODRÍGUEZ-TEIJEIRO, J. D. & PUIGSERVER, M. 1990. Enigmas de la Codorniz: territorialidad y apareamiento. *Trofeo*, 241: 40-43.
- GALUSHIN, V. M. 1974. Synchronous fluctuations in populations of some raptors and their prey. *Ibis*, 116: 127-134.
- GALUSHIN, V. M. 2001. Black Vulture and Bonelli's Eagle in Russia and Neighbouring Countries. Informe inédito.
- GÁMEZ, I. 1980. Relación actualizada de las citas de aves en Asturias (hasta diciembre de 1979). *Boletín de Ciencias de la Naturaleza del Instituto de Estudios Asturianos*, 25: 145-211.
- GÁMEZ, I., AGUILAR, C., GUTIÉRREZ, C., LOPO, L. & SERRADILLA, J. (Eds.) 1999a. *Anuario Ornitológico de la Rioja 1993-1997*. Ecologistas en Acción de La Rioja. Logroño.
- GÁMEZ, I., AGUILAR, C., GUTIÉRREZ, C., LOPO, L. & SERRADILLA, J. 1999b. *Circus pygargus*. En, I. Gangoso, & C. J. Palacios: *Endangered Egyptian Vulture entangled in powerline groundwire stabilizer*. *The Journal of Raptor Research*, 00: 000-000.
- GARAGALZA, T., ORTUZAR, I., ORTUZAR, I. & ORBE, M. 2001. Informe de evaluación final del programa de fomento de métodos de producción agraria compatibles con el medio ambiente y la conservación del espacio natural, Reglamento (CEE) n° 2078/92, en el periodo 1995-1999, en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Informe inédito.
- GARCÍA, A. 2001. Polluela Pintoja *Porzana porzana*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 48(1): 142.
- GARCÍA, D. 1994. Radioseguiment de Galls fers (Informe preliminar). Informe inédito para Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- GARCÍA, F. J. 1994. Alcaudón Real *Lanius excubitor*. En, *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1992*, pp. 110. Estación Ornitológica Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- GARCÍA, J. A. 1997. Caracterización y uso del hábitat por la avifauna en los bosques quemados de la provincia de León. Tesis doctoral. Universidad de León. León.
- GARCÍA, J. T. & ARROYO, B. E. 1998. Migratory movements of Montagu's Harriers *Circus pygargus*: a review. *Bird Study*, 45: 188-194.
- GARCÍA, J. T. & ARROYO, B. E. 2000. *Resultados de la campaña nacional para el estudio y conservación del aguilucho cenizo: 1999-2000*. Comunicación a la VI Reunión Ibérica sobre Aguiluchos. Alquézar. Huesca.
- GARCÍA, J. T. & ARROYO, B. E. 2002. Population trends and Conservation of Montagu's Harrier in Spain. *Orn. Anz.*, 41: 183-190.
- GARCÍA, J. T. & FERNÁNDEZ-CRUZ, M. 2000. *Factors affecting the autumn migration of Montagu's harrier (Circus pygargus) at the Strait of Gibraltar*. Raptor 2000. RRF-WWGBP International Meeting. Eilat. Israel.
- GARCÍA, J. T., MORALES, M. B. & ARROYO, B. 2001. Variaciones interanuales y entre sectores de las densidades de machos de Sisón Común (*Tetrax tetrax*). *Programa experimental para la conservación del Sisón y de su fauna asociada en Francia*. 4° Seminario Internacional LPO, Castuera. Huesca.
- GARCÍA, J. T. & VIÑUELA, J. 1999. Importancia de los muladares para la conservación del Milano Real en España. En, J. Viñuela, R. Martí & A. Ruiz (Eds.): *El Milano Real en España*, pp. 187-198. Monografía n° 6. SEO/BirdLife. Madrid.
- GARCÍA, L. 1972. Primera nidificación verificada de *Rhodopechys githaginea* en el sur-oeste de Europa. *Ardeola*, 16: 215-222.
- GARCÍA, L., CALDERÓN, J. & CASTROVIEJO, J. 1986. Informe sobre la reproducción de las aves del Parque Nacional de Doñana en 1985. Informe inédito. Estación Biológica de Doñana-CSIC. Sevilla.
- GARCÍA, L., CALDERÓN, J. & CASTROVIEJO, J. 1987. *Las aves de Doñana y su entorno*. EBD- Sociedad cooperativa Andaluza "Marismas del Rocio".
- GARCÍA, L., CALDERÓN, J. & CASTROVIEJO, J. 1989. *Las aves de Doñana y su entorno*. EBD- Sociedad cooperativa Andaluza "Marismas del Rocio".
- GARCÍA, L., IBÁÑEZ, F., GARRIDO, H., ARROYO, J. L., MÁNEZ, M. & CALDERÓN, J. 2000. Prontuario de las Aves de Doñana. *Anuario Ornitológico de Doñana, n° 0, Diciembre 2000*. Estación Biológica de Doñana y Ayuntamiento de Almonte. Almonte. Huelva.
- GARCÍA, L., OÑA, J. A. & AGUIRRE, A. 1997. Camachuelo Trompetero *Bucanetes githagineus*. En, F. J. Purroy (Ed.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 526-527. SEO/BirdLife y Lynx Edicions. Barcelona.
- GARCÍA DE LA MORENA, E. L., MORALES, M. B. & BRETAGNOLLE, V. 2001a. Primera aproximación a la migración e invernada del Sisón Común en España. *Proyecto Life para la conservación del Sisón y de su fauna asociada en Francia*. 4° Seminario Internacional LPO, Castuera. Huesca.
- GARCÍA DE LA MORENA, E. L., MORALES, M. B. & GARCÍA, J. T. 2001b. Distribución y densidad de machos de Sisón Común (*Tetrax tetrax*) en las estepas cerealistas de los ríos Jarama y Henares durante la primavera de 2000. J. de la Puente, A. Bermejo & J. Seoane (Eds.): *Anuario Ornitológico de Madrid 2000*, pp. 38-47. SEO-Monticola, Madrid.
- GARCÍA-DORY, M. A. 1982. La perdiz nival debe ser declarada especie protegida. *Quercus*, 4: 28-29.
- GARCÍA-DORY, M. A. 1983. Datos sobre la ecología del género *Pyrhocorax* (*P. pyrrhocorax* y *P. graculus*) en el Parque Nacional de la Montaña de Covadonga. *Alytes*, 1: 411-448.
- GARCÍA-DORY, M. A. 1989. Brief report on the current status of the chough in the Cordillera Cantábrica, Spain. In, E. Bignal & D. Curtis (Eds.): *Choughs and Land use in Europe*, pp. 34-37. Scottish Chough Study Group. Argyll.
- GARCÍA PÁEZ, I. 2003. La población de sisón común (*Tetrax tetrax*) en el entorno de la Laguna de Fuente Piedra (Málaga). *Oxyura*, 9 (1): 153-166.
- GARCÍA SÁNCHEZ, E. (Coord.). 1997. Anuariu ornitolóxicu d'Asturies, 1994 y 1995. *El Draque*, 2: 61-256.
- GARCÍA SÁNCHEZ, E. 2000. *Numenius arquata*. En, F. Álvarez-Balbuena, A. Vigil, C. M. Álvarez Laó, M. E. Carballal, E. García Sánchez. & J. A. García Cañal (Coords.): *Aves raras y escasas en Asturias*, pp. 64. Coordinadora Ornitológica d'Asturies. Gijón.
- GARCÍA TEJEDOR, E. 1998. *Coturnix coturnix* Codorniz / Galaperra. En, J. A. Fernández de Mendiola & A. Bea (Coords.): *Vertebrados continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*, pp. 165-166. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- GARCÍAS, P. 1995. Situació del Tiruril·lo camanegra (*Charadrius alexandrinus*) a Mallorca. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 10: 25-33.
- GÄRDENFORS, U., HILTON-TAYLOR, C., MACE, G. M. & RODRÍGUEZ, J. P. 2001. The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conservation Biology*, 15: 1.206-1.212.
- GARRIDO, H. 1996. *Aves de las Marismas del Odiel y su entorno*. Editorial Rueda. Madrid.
- GARRIDO, H. 1998. La triste biografía del torillo. *Biológica*, 19: 54-56.
- GARRIDO, H. 1999. El ocaso del Torillo Andaluz. Apuntes y reflexiones sobre un ave enigmática. *Quercus*, 165: 40-43.
- GARRIDO, H. 2001a. Pato Colorado *Netta rufina*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*, p.106. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- GARRIDO, H. 2001b. Porrón Pardo *Aythya nyroca*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*, pp. 107. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- GARRIDO, H. & URDIALES, C. 2001a. Garcilla Cangrejera *Ardeola ralloides*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp. 92. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- GARRIDO, H. & URDIALES, C. 2001b. Avetoro Común *Botaurus stellaris*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp. 87. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- GARRIDO, J. L. 2002. Tórtolas y torcaces. Diario para un cazador desocupado. *Federvaça*, 199: 9-12.
- GARRIDO, M. & ALBA, E. 1985. Nota sobre *Rhodopechys githaginea*. *Ardeola*, 32(2): 424.

- GARRIDO, M. & ALBA, E. 1997. *Las aves de la provincia de Málaga*. Servicio de Publicaciones Diputación Provincial de Málaga. Málaga.
- GARRIDO, M., ALBA, E. & GONZÁLEZ, J. M. 1985. *Aves de las zonas húmedas malagueñas*. Servicio de publicaciones de la Diputación Provincial de Málaga. Málaga.
- GARZA, V. & SUÁREZ, F. 1988. La Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en España: distribución y problemas de conservación. Sociedad Española de Ornitología. Informe inédito de la Sociedad Española de Ornitología para DG-XI. Comisión de las Comunidades Europeas.
- GARZA, V. & SUÁREZ, F. 1990. Distribución, población y selección de hábitat de la Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en la Península Ibérica. *Ardeola*, 37(1): 3-12.
- GARZA, V. & SUÁREZ, F. 1992. Estudio para la inclusión de zonas esteparias de la Comunidad de Castilla y León en la Red de Espacios Protegidos. Informe inédito. SEO/BirdLife.
- GARZÓN, J. 1968. Las rapaces y otras aves de la Sierra de Gata. *Ardeola*, 15: 97-130.
- GARZÓN, J. 1972. Especies en peligro: el Águila Imperial. *Adena*, 4: 8-12.
- GARZÓN, J. 1974. Contribución al estudio del status, alimentación y protección de los Falconiformes en España Central. *Ardeola*, 19: 279-330.
- GARZÓN, J. 1977a. Importancia ecológica de la comarca de Torrejón (Cáceres) y necesidad urgente de su protección. *Boletín-Circular de la Sociedad Española de Ornitología*, 54: 11-17.
- GARZÓN, J. 1977b. Birds of prey in Spain: their present situation. En, R. D. Chancellor (Ed.): *Proceedings of the I World Conference on Birds of Prey*, pp. 159-170. ICBP. Viena.
- GAUCHER, P., PAILLAT, P., CHAPPUIS, C., SAINT JALME, M., LOTFIKHAH, F. & WINK, M. 1996. Taxonomy of the Houbara Bustard *Chlamydotis undulata* subspecies considered on the basis of sexual display and genetic divergence. *Ibis*, 138(2): 273-282.
- GAYOL, X. & QUINTANA, M. 1998. El ostrero mantiene una pequeña población nidificante en Asturias. *Quercus*, 143: 14-15.
- GEAM (GRUPO DE ESTUDIO DE AVES MARINAS Y LITORALES). 1996. Cartografiado de las aves invernantes y reproductoras del Parque Natural Bahía de Cádiz. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- GEAM (GRUPO DE ESTUDIO DE AVES MARINAS Y LITORALES). 1998. Inventario de aves del Parque Natural de la Bahía de Cádiz. Proyecto LIFE-Naturaleza "Oiseaux d'eau de la façade atlantique". Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- GEAM (GRUPO DE ESTUDIO DE AVES MARINAS Y LITORALES). 2002. Cartografiado de las aves invernantes y reproductoras en el Parque Natural Bahía de Cádiz. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- GELINAUD, G., LE NEVE, A., BLANCHON, J. J., ARROYO, G. M., HORTAS, F. & DAVIES, M. 2001. Accueillir les oiseaux d'eau en marais endigués littoraux sur la voie de migration de la façade atlantique, Bretagne Vivante -SEPNB, LPO, Universidad de Cádiz (GEAM), RSPB. Cahier Technique. Montpellier.
- GENA. 2000. Control y seguimiento de los ecosistemas del Refugio Nacional de Caza de las Islas Chafarinas. Informe inédito para Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- GEORGE, K. 1995. Überwinterung von Rotmilanen (*Milvus milvus*) im nordlichen Harzvorland/Sachsen-Anhalt. *Vogel und Umwelt*, 8: 59-640.
- GEORGE, U. 1969. Brütet der Wüstengimpel, *Rhodopechys githaginea*, in Spanien? *Journal für Ornithologie*, 110: 501-502.
- GER. 1992. Aves rapaces de la provincia de Castellón: estimación del número de parejas nidificantes. Informe inédito.
- GESNATURA, S. L. 1992. Asistencia técnica para la creación de una base cartográfica y biológica sobre especies amenazadas en la provincia de Toledo. Informe inédito para Servicio de Montes, Caza y Pesca. Junta de Castilla-La Mancha.
- GESNATURA, S. L. 1995. Revisión del inventario de aves rupícolas de la provincia de Cuenca. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla-La Mancha.
- GESNATURA, S. L. 1999. Revisión del Inventario de Cigüeña Negra en la provincia de Toledo. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla-La Mancha.
- GESNATURA, S. L. 2000. Censo y seguimiento de Cigüeña Negra en la Comunidad de Madrid. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Comunidad de Madrid.
- GESNATURA, S. L. & ETI, S. L. 1997. Plan de Recuperación de la Cigüeña Negra en la Comunidad de Madrid. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente y Desarrollo Regional. Comunidad de Madrid.
- GIBBONS, D. W. AVERY, M. I., BAILLIE, S. R. GREGORY, R. D., KIRBY, J., POTER, R. F., TUCKER, G. M. & WILLIAMS, G. 1996. *Bird species of conservation concern in the United Kingdom, Channel Islands and Isle of Man: revising the Red Data List*. RSPB Conservation Review, 10: 7-18.
- GIL, A. 2000. *Anas crecca*. En, C. Vidal & R. Salvadores (Coords): *VI Anuario das Aves de Galicia 1998*, pp. 23. Grupo Erva & Sociedade Galega de Ornitología. Vigo.
- GIL, A. 2001. Datos de cría de Buitre Negro en Extremadura en 2001. Informe inédito para Dirección General de Medio Ambiente. Junta de Extremadura.
- GIL, J. M., MOLINO, F. M. & VALENZUELA, G. 2000. *Atlas de las aves rapaces (Falconiformes y Estrigiformes) de la provincia de Granada*. Serie de Estudios y Proyectos de Biología, nº 1. Colegio Oficial de Biólogos de Andalucía. Granada.
- GIL, J. M., MOLINO, F., VALENZUELA, G. & MOLEÓN, M. 2000. Demografía y alimentación del Águila-azor Perdicera (*Hieraaetus fasciatus*) en la provincia de Granada. *Ardeola*, 47(1): 69-75.
- GIL, J. M. & VALENZUELA, G. 1997. El Águila Pescadora en aguas interiores de Granada. *Quercus*, 138: 16-18.
- GIL-LLEGUET, A. 1945. *Sinopsis de las aves de España y Portugal*. Trabajos del instituto de ciencias Naturales "José Acosta"/CSIC. Madrid.
- GIMÉNEZ, M. & GÓMEZ, M. A. 2000. Censo de aves nidificantes en la Comunidad Valenciana. Años 1995-1997. En, M. A. Gómez-Serrano, M. Giménez, B. Dies & M. A. Monsalve: *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1995-1997*. Estació Ornitológica de l'Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- GIMENO, J. 1995. Alcaudón Real *Lanius excubitor*, En, J. I. Dies & B. Dies (Coords.): *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1993*, pp. 118. Estación Ornitológica Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- GIRALT, D. 2002a. Projecte trenca (*Lanius minor*) 2002. Informe inédito para el Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- GIRALT, D. 2002b. La trenca (*Lanius minor*) no es reproduceix a l'Empordà durant el 2002: extinció puntual o definitiva? *El Bruel*, 39: 11-12.
- GIRALT, D. & BOTA, G. 2000. Pla de recuperació de la trenca (*Lanius minor*) a Catalunya. Informe inédito para Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- GIRALT, D. & BOTA, G. 2001. El cas de la Trenca. *Bioma*, 6: 28.
- GIRALT, D. & VALERA, F. 2002. *Declive poblacional del Alcaudón Chico (Lanius minor) en España: ¿consecuencia del cambio climático?*. Comunicación al IX Congreso Nacional y VI Iberoamericano de Etología, septiembre 2002. Madrid.
- GJERDE I. 1991a. Cues in winter habitat selection by Capercaillie. I. Habitat characteristics. *Ornis Scandinavica*, 22: 197-204.
- GJERDE I. 1991b. Cues in winter habitat selection by Capercaillie. II. Experimental evidence. *Ornis Scandinavica*, 22: 205-212.
- GJERDE, I. & WEGGE, P. 1987. Activity patterns of Capercaillie, *Tetrao urogallus*, during winter. *Holarctic Ecology*, 10: 286-293.
- GLUE, D. & KORPIMAKI, E. 1997. Short-eared Owl. En, W. J. M. Hage-meijer & M. J. Blair: *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 418-419. T & A. D. Poyser, London.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. 1980. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 9. Akademische Verlagsgesellschaft. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. 1985. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 10. Akademische Verlagsgesellschaft. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. 1991. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 12. Akademische Verlagsgesellschaft. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & BAUER, K. M. 1993. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 13. Akademische Verlagsgesellschaft. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N., BAUER, K. M. & BEZZEL, E. 1973. *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 5. Akademische Verlagsgesellschaft. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- GOATER, B. 1993. *Archanara geminipunctata, Phragmites australis* and Reed Buntings. *The Earthwatch Europe S'Albufera Project Report*, 4: 66-71.
- GOB. 1991. *Anuari Ornitològic de les Balears 1990, vol. 5*. Grup Balear d'Ornitologia i Defensa de la Naturalesa (GOB). Palma de Mallorca.

- GOB. 1997a. *Atlas dels aucells nidificants de Mallorca i Cabrera (1983-1994)*. Grup Balear d'Ornitologia i Defensa de la Naturalesa (GOB). Palma de Mallorca.
- GOB. 1997b. *Netta rufina*. En, Grup Balear d'Ornitologia i Defensa de la Naturalesa (GOB): *Atlas Dels Aucells Nidificants de Mallorca i Cabrera (1983-1994)*, pp. 108-109. Palma de Mallorca.
- GOB. 1999. *Anuari Ornitològic de les Balears 1998, Vol. 14*. Grup Balear d'Ornitologia i Defensa de la Naturalesa (GOB). Palma de Mallorca.
- GOBIERNO DE NAVARRA. 2000. Informe anual de Avutarda. Año 2000. Informe inédito. Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra.
- GOBIERNO DE NAVARRA. 2001 (en línea). Mejora de la población de avutarda en Navarra. Ayaba Diario Ambiental.
- GOBIERNO VASCO. 1998. *Vertebrados continentales. Situación actual en la Comunidad Autónoma del País Vasco*. Servicio Central de Publicaciones. Vitoria.
- GODINO A., DUQUE A., CASAS A. & BAUTISTA F. 2001. Seguimiento de la Colonia de Buitre Negro de Sierra de Andújar (Jaén). Informe inédito. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- GODLINSKY, M. 1996a. Haltung und Zucht der Ohrenlerche (*Eremophila alpestris brandti*). *Europäische Vogelwelt*, 1: 10-19.
- GODLINSKY, M. 1996b. Haltung und Zucht der Kurzzechenlerche (*Calandrella brachydactyla hungarica*). *Europäische Vogelwelt*, 2: 27-33.
- GODLINSKY, M. 1996c. Haltung und Zucht der Heideleerche (*Lullula arborea arborea*). *Europäische Vogelwelt*, 3: 16-23.
- GODMAN, F. 1872. Notes on resident and migratory birds of Madeira and the Canaries. *Ibis*, 2: 209-224.
- GOIZUETA, J. A. 1977. Pato colorado *Netta rufina*, primera cita de nidificación en Navarra. *Ardeola*, 22: 108-110.
- GÓMEZ, E. & CALVO, C. 1998. Bigotudo. *Panurus biamicius*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 45(2): 252.
- GÓMEZ, I., AGUILAR, C., GUTIÉRREZ, C., LOPO, L. & SERRADILLA, J. (Eds.). 1999. *Anuario ornitológico de La Rioja 1993-1997*. Ecologistas en Acción de La Rioja. Logroño.
- GÓMEZ, J. 1999. Agachadiza Común *Gallinago gallinago*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 46(2): 310.
- GÓMEZ, M. 2001. Resultado de la campaña de censo, salvamento y manejo de nidos de Aguilucho Cenizo en la zona noreste de La Serena. En, A. Rus: *Especies protegidas. Aguiluchos. Comienza el retorno. La Tierra*, 35: 44-57.
- GÓMEZ, T. (Coord.) 1999. Control y seguimiento de los ecosistemas del Refugio Nacional de Caza de las Islas Chafarinas, año 1999. Informe inédito para Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.
- GÓMEZ, T. (Coord.) 2000. Control y seguimiento de los ecosistemas del Refugio Nacional de Caza de las Islas Chafarinas, año 2000. Informe inédito para Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.
- GÓMEZ, T. (Coord.) 2001. Control y seguimiento de los ecosistemas del Refugio Nacional de Caza de las Islas Chafarinas, año 2001. Informe inédito para Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente.
- GÓMEZ ARIZA, J. L., MORALES, E., GIRALDEZ, I. & SÁNCHEZ-RODAS, D. 2001. *Influence of pollutants in eggs and chick spoonbill in two colonies*. En, *Wetlands Management and conservation of spoonbills and other waterbirds. Proceedings of the 3th Eurosite Spoonbill Network*, pp. 28-29. Huelva. Spain.
- GÓMEZ CRESPO, E. 2002. Informes sobre seguimiento faunístico de la laguna de La Nava (1998-2002). Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León.
- GÓMEZ-JOVER, F. & JIMÉNEZ PERIS, F. J. 1997. *Forestación de tierras agrícolas*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- GÓMEZ-SERRANO, M. A. (en línea) <http://www.quercus.es/redquercus/Articulos/creada.htm> [consulta: 3 octubre de 2002].
- GÓMEZ-SERRANO, M. A., GIMÉNEZ, M., DIES, B. & MONSALVE, M. A. 2000. *Anuario ornitológico de la Comunidad Valenciana 1995-1997*. Estació Ornitológica de L'Albufera-SEO/BirdLife. Valencia.
- GÓMEZ-SERRANO, M. A. & HERNÁNDEZ, V. J. 2000. Nuevas aves nidificantes en la provincia de Castellón. *Dugastella*, 1: 27-34.
- GÓMEZ-SERRANO, M. A., GIMÉNEZ, M., DIES, J. I., DIES, B. & MONSALVE, M. A. 2000. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana 1995-1997*. Estació Ornitológica de l'Albufera. SEO/BirdLife. Valencia.
- GÓMEZ-SERRANO, M. A. & PRADES, R. 1997. Conservación de las poblaciones nidificantes de aves limícolas en Castellón. En, J. Manrique, A. Sánchez, F. Suárez & M. Yanes (Coords.): *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas españolas*, pp. 79-85. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería. Almería.
- GÓMEZ-SERRANO, M. A., PRADES, R. & HERNÁNDEZ NAVARRO. 1997. Efectivos y distribución de las aves limícolas nidificantes en Castellón (levante español). Evolución de las poblaciones. En, J. Manrique, A. Sánchez, F. Suárez & M. Yanes (Coords.): *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas españolas*, pp. 87-97. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería. Almería.
- GONZÁLEZ, A. & GONZÁLEZ, C. 2002. Corredor Sahariano *Cursorius cursor*: Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 49(1): 185.
- GONZÁLEZ, A., RIOS, D. & VEIGA, A. 1988. *Informes ornitológicos del Estrecho nº 1*. GOES. Cádiz.
- GONZÁLEZ, C. 1999a. International Species Action Plan for Gran Canaria Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major thanneri*. Informe inédito de BirdLife International para la DG de Medio Ambiente. Comisión Europea. Bruselas.
- GONZÁLEZ, C. 1999b. Management Statement Macaronesian Sparrowhawk *Accipiter nisus granti*. Informe inédito de BirdLife International para la DG de Medio Ambiente. Comisión Europea. Bruselas.
- GONZÁLEZ, C. 1999. Plan de Acción del Corredor Sahariano (*Cursorius cursor*). Informe inédito. SEO/BirdLife.
- GONZÁLEZ, G. 2002. *Cersophylus duponti*. *Anuario Ornitológico Región de Murcia*. Murcia
- GONZÁLEZ, G., SANTIAGO, J. M. & FERNÁNDEZ, L. 1992. El Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) en España. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- GONZÁLEZ, J., VILLATE, I. & GOSALBEZ, J. 1995. Expansión del área de distribución de *Microtus arvalis asturianus* en la Meseta Norte. *Doñana, Acta Vertebrata*, 22(1-2): 106-110.
- GONZÁLEZ, J. L. 1987. Inventario de la población española de Cigüeña Negra. Informe inédito. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- GONZÁLEZ, J. L. & HIRALDO, F. 1987. *Las Rapaces Ibéricas*. Centro de Fotografía de la Naturaleza. Madrid.
- GONZÁLEZ, J. L. & MERINO, M. 1990. *El Cernícalo Primilla (Falco naumanni) en la Península Ibérica. Situación, problemática y aspectos biológicos*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- GONZÁLEZ, J. L., SOTO-LARGO, E., LOZANO, M. G. & MERINO, M. 2001. Censo de Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*) en la Comunidad de Madrid, año 2001. Consultores en Biología de la Conservación. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid.
- GONZÁLEZ, J. V., GÓMEZ, R. & MUÑOZ, B. 2002 *El Torcecuello, determinación de la edad y el sexo, reproducción y fenología en el Noroeste Peninsular Ibérico*. Sociedad Asturiana de Historia Natural. Gijón.
- GONZÁLEZ, L. M. 1990. Situación de las poblaciones de Águila Imperial y Buitre Negro en España. *Quercus*, 58: 16-22.
- GONZÁLEZ, L. M. 1991. *Historia Natural del Águila Imperial Ibérica (Aquila adalberti Brehm, 1861)*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- GONZÁLEZ, L. M., BUSTAMANTE, J. & HIRALDO, F. 1990. Factors influencing the present distribution of the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). *Biological Conservation*, 51: 311-319.
- GONZÁLEZ, L. M., GONZÁLEZ, J. L. & DE LA CUESTA, L. 1984. Sobre la alimentación del Avetoro Común (*Botaurus stellaris*) en España. *Doñana, Acta Vertebrata*, 11(1): 140-141.
- GONZÁLEZ, L. M., GONZÁLEZ, J. L., GARZÓN, J. & HEREDIA, B. 1987. Censo y distribución del Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*) en España durante el período 1981-86. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 31: 99-110.
- GONZÁLEZ, L. M., GONZÁLEZ, J. L., HIRALDO, F. & GARZÓN, J. 1984. Status y Conservación del Buitre Negro (*Aegyptius monachus*) y el Águila Imperial Ibérica (*Aquila adalberti*) en la Península Ibérica. Informe inédito.
- GONZÁLEZ, L. M., HEREDIA, B., GONZÁLEZ, J. L. & ALONSO, J. C. 1989. Juvenile dispersal of the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*). *Journal of Field Ornithology*, 60: 369-379.
- GONZÁLEZ, L. M. & HIRALDO, F. 1988. Organochlorine and heavy metal contamination in the eggs of the Spanish Imperial Eagle (*Aquila adalberti*) and accompanying changes in eggshell morphology and chemistry. *Environmental Pollution* 51(4): 241-258.

- GONZÁLEZ, L. M. & JIMÉNEZ, J. 1994. Experimento de adopción de un joven volantón de Águila Imperial ibérica (*Aquila adalberti*) en un grupo familiar. *Ahytes*, 6: 117-125.
- GONZÁLEZ, L. M. & ORIA, J. 2001. La frágil recuperación del Águila Imperial Ibérica. *Quercus*, 190: 20-28.
- GONZÁLEZ, S. & VILLARINO, A. 1994. *Netta rufina*. En, I. Munilla & J. Guitián (Eds.): *Primeiro Anuario Das Aves de Galicia. Anos 1992-1993*, pp. 15.
- GONZÁLEZ, S. & VILLARINO, A. 1995. Nidificación de Pato Colorado (*Netta rufina* Pallas 1773) en el embalse de Castrelo de Miño (Ourense). En, I. Munilla & J. Mouriño (Eds.): *Actas do II Congreso Galego de Ornitología*, pp. 191-193. Universidad de Santiago. Santiago de Compostela.
- GONZÁLEZ DEL TÁNAGO, M. & AZCÁRATE, J. M. 1993. Estado actual de las riberas en la cuenca del Duero. Principales problemas que afectan a su conservación. En Silva, F. J. & Vega, G. (eds.): *Congreso Forestal Español. Tomo IV*, pp. 35-40. Xunta de Galicia. Pontevedra.
- GONZÁLEZ-QUIRÓS, P. 2000. Actualización de datos sobre la población de Águila Real en Asturias y Plan de Conservación del Águila Real. Año 2000. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Principado de Asturias.
- GONZÁLEZ-SOLÍS, J., ORO, D. & JOVER, L. 1995. Predation, kleptoparasitism and disturbance by Yellow-legged Gull on Audouin's Gull in two Western Mediterranean colonies. En, M. L. Tasker (Ed.): *Threats to seabirds, Vol. 32*. Proceedings of the 5th International Seabird Group Conference. Seabird Group. Sandy.
- GOODWIN, D. 1985. Turtle Dove decline. *Brit. Birds*, 78: 598-599.
- GOROSPE, G. (Ed.) 1998. *Antxeta- Gipuzkoako urtekari ornitologikoa 1997, Vol 8*. Itsas Enara. Donostia.
- GORTÁZAR, C. 1998. La repoblaciones con Perdiz Roja. En, *La Perdiz Roja*. Fedenca/Grupo Editorial V. Fedenca. Madrid.
- GORTÁZAR, C., VILLAFUERTE, R. & MARTÍN, M. 2000. Success of traditional restocking of Red-legged Partridge for hunting purposes in areas of low density of northeast Spain, Aragón. *Z. Jagdwiss*, 46: 23-30.
- GOSLER, A. & MOGYORÓSI, D. 1997. Bearded Tit. En, E. J. M. Hagenmeijer & M. J. Blair: *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 628-629. T & AD Poyser. Londres.
- GOUTNER, V. 1987. Vegetation Preferences by colonies of Mediterranean Gulls (*Larus Melanocephalus*) and gull-billed Terns (*Gelochelidon nilotica*) in the Evros delta. *Seevögel*, 8(2): 29-31.
- GOUTNER, V. 1990. Habitat selection of Little tern in the Evros delta, Greece. *Colonial Waterbirds*, 13: 108-114.
- GRAGERA, F. 1992. Informe provisional del seguimiento de las mortalidad de vertebrados en las carreteras de la provincia de Badajoz. En, *Actas I Jornadas para el estudio y prevención de la mortalidad de vertebrados en carreteras, 1991*. Tomo I: 136-144. CODA. Madrid.
- GRAGERA, F. 1993. La Cigüeña Negra en la provincia de Badajoz. ICONA. *Vida Silvestre*, 73: 28-34.
- GRAGERA, F. 2000. La población nidificante de carraca en dos comarcas de Badajoz. *Quercus*, 170.
- GRAÍÑO, C. 1913. Fauna ornitológica de la provincia de Asturias. *La Farmacia Española*, 36.
- GRANADOS, M. 1987. Transformaciones históricas de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- GRANDÍO, J. M., RIOFRÍO, J. & GARMENDÍA, I. 1997. Bigotudo *Panurus biarmicus*. *Ardeola*, 44: 259.
- GRANGE, J. L. 2001. Le pic à dos blanc (*Dendrocopos leucotos lilfordi*) dans les Pyrénées françaises. *Ornithos*, 8(1): 8-17.
- GRANT, M. C., ORSMAN, C., EASTON, J., LODGE, C., SMITH, M., THOMPSON, G., RODWELL, S. & MOORE, N. 1999. Breeding success and causes of breeding failure of curlew *Numenius arquata* in Northern Ireland. *Journal of Applied Ecology*, 36: 59-74.
- GREEN, A. 2001. Habitat loss affects threatened waterfowl in Morocco. *TWSG News*, 13: 7-8.
- GREEN, A. J. 1993. *The status and conservation of the Marbled Teal Marmaronetta angustirostris*. IWRB Special Publication No. 23. Slimbridge.
- GREEN, A. J. 1995. Observations of Ferruginous Duck at Sidi Bou Ghaba, Morocco. *IWRB Threatened Waterfowl Research Group Newsletter*, 7: 18.
- GREEN, A. J. 1996a. La Cerceta Pardilla en Andalucía: su ecología, problemas de conservación y bases para un plan de recuperación. Informe III. Estación Biológica de Doñana-CSIC. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- GREEN, A. J. (Compiler) 1996b. International action plan for the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*. In, B. Heredia, L. Rose & M. Painter (Eds.): *Globally threatened birds in Europe. Action plans*, pp. 99-117. Council of Europe Publishing. Estrasburgo.
- GREEN, A. J. 1998a. Habitat selection by the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*, Ferruginous Duck *Aythya nyroca* and other ducks in the Göksu Delta, Turkey in late summer. *Rev. Ecol. Terre et Vie*, 53: 225-243.
- GREEN, A. J. 1998b. Clutch size, brood size and brood emergence in the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris* in the Marismas del Guadalquivir, southwest Spain. *Ibis*, 140: 670-675.
- GREEN, A. J. 1998c. Comparative feeding behaviour and niche organization in a Mediterranean duck community. *Can. J. Zool.*, 76: 500-507.
- GREEN, A. J. 1999a. Action plan for the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*. En, B. Heredia, L. Rose & M. Painter (Eds.): *Globally threatened birds in Europe*, pp. 99-117. Council of Europe Publishing. Estrasburgo.
- GREEN, A. J. 1999b. Programa de Conservación y Recuperación de especies amenazadas de la avifauna acuática en Marruecos y Andalucía. Informe Final. Informe inédito para Convenio de Colaboración Estación Biológica de Doñana-CSIC y Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- GREEN, A. J. 2000a. Humedales y aves acuáticas amenazados en Marruecos: informe final. Estación Biológica de Doñana-CSIC. Informe inédito. Sevilla.
- GREEN, A. J. 2000b. The habitat requirements of the Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*), Ménétr., a review. In, F. A. Comín, J. A. Herrera & J. Ramírez (Eds.): *Limnology and aquatic birds: monitoring, modelling and management*, pp. 131-140. Proc. 2nd SIL Int. Cong. Universidad Autónoma del Yucatán. Mérida.
- GREEN, A. J. 2000c. Marbled Teal in the Western Mediterranean. *Threatened Waterfowl Specialist Group News*, 12: 14-15.
- GREEN, A. J., BALLESTEROS, G., NAVARRO, J. D., DIEZ DE REVENGA, E. & GUARDIOLA, A. 1999. Plan de recuperación de la Cerceta Pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) en la Región de Murcia. AMBIENTAL, S. L. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Región de Murcia.
- GREEN, A. J. & EL HAMZAOU, M. 2000. Diurnal behaviour, habitat use and interspecific associations of non-breeding Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*. *Can. J. Zool.*, 78: 2112-2118.
- GREEN, A. J., EL HAMZAOU, M., EL AGBANI, M. A. & FRANCHIMONT, J. 2002. The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biol. Cons.*, 104: 71-82.
- GREEN, A. J. & FIGUEROLA, J. 2002. Aves acuáticas como indicadores en los humedales. Informe inédito.
- GREEN, A. J. & HUGES, B. 1996. Action plan for the White-headed Duck *Oxyura leucocephala*. En, B. Heredia, L. Rose & M. Painter (Eds.): *Globally threatened birds in Europe*, pp. 119-146. Council of Europe Publishing. Estrasburgo.
- GREEN, A. J. & HUGES, B. 2001. *Oxyura leucocephala* White-headed Duck. *BWP Update*, 3(2): 79-90.
- GREEN, A. J. & NAVARRO, J. D. 1997. National censuses of the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris*, in Spain. *Bird Study*, 44: 80-87.
- GREEN, A. J., NAVARRO, J. D., DOLZ, J. C. & ARAGONESES, J. 1999. Brood emergence patterns in a Mediterranean duck community. *Bird Study*, 46: 116-118.
- GREEN, A. J. & SÁNCHEZ, M. I. (en prensa). Spatial and temporal variation in the diet of Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris* in the Western Mediterranean. *Bird Study*, 00: 000-000.
- GREEN, R. E. 1988a. Effects of environmental factors on the timing and success of breeding of Common Snipe *Gallinago gallinago* (Aves: Scolopacidae). *J. Appl. Ecol.*, 25: 79-93.
- GREEN, R. E. 1988b. Stone-curlew conservation. *RSPB Conservation Review*, 2: 30-33.
- GREEN, R. E. & GRIFFITHS, G. H. 1994. Use of preferred nesting habitat by Stone curlews *Burbinus oediacnemus* in relation to vegetation structure. *J. Zool. London*, 233: 457-471.
- GREFA. 1998. Informe sobre la campaña de conservación y manejo de poblaciones de aguilucho cenizo y Aguilucho Pálido de la Comunidad de Madrid. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- GREFA. 1999. Informe sobre la campaña de conservación y manejo de poblaciones de Aguilucho Cenizo y Aguilucho Pálido de la Comuni-

- dad de Madrid. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Comunidad de Madrid.
- GREGORY, R. D., NOBLE, D. G., GRANSWICK, P. A., CAMPBELL, L. H., REHFISCH, M. M. & BAILLIE, S. R. 2001. *The state of the UK's birds 2000*. RSPB, BTO & WWT, Sandy. Reino Unido.
- GRIMMENT, R. F. A. & JONES, T. A. 1989. *Important Bird Areas in Europe*. ICBP Technical Publication No. 9. Cambridge.
- GRISHANOV, G. 1994. Breeding birds of Kaliningrad region: territorial distribution and dynamic of numbers in the 19th-20th centuries. I. Non -Passeriformes. *Russian Journal of Ornithology*, 3: 83-116.
- GRISSER, P. & BLAKE, G. 1999. Elanion blanc *Elanus caeruleus*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp.136-137. Société d'Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- GRISSER, P. & ROCAMORA, G. 1999. Bécassine des marais *Gallinago gallinago*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations Tendances. Menaces. Conservation*. Société d'Etudes Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- GROLLEAU, G. & BERTHELOT, D. 1995. Pigeon colombine. En, D. Yeatman & G. Jarry (Eds.): *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France. 1985-1989*, pp. 370-373. Société Ornithologique de France. Paris.
- GRUPO ARDEIDAS. 2001. Avetoro. En, B. Campos, J. A. Cañizares, A., Fernández, A. J. González, A. J., Lara, J. Picazo, J. M. Reolid & T. Velasco (Eds.): *Anuario Ornitológico de Albacete 1997 y 1998*, pp. 29. Instituto de Estudios Albacetenses "Don Juan Manuel". Excmo Diputación de Albacete. Albacete.
- GRUPO DE INVESTIGACIÓN DEL AGUA. 2002. Un viaje inolvidable al Parque Natural de El Hondo. *Quercus*, 193: 64-65.
- GRUPO DE TRABAJO DEL ÁGUILA IMPERIAL. 2001. Resumen de proyectos y estado actual de la población del Águila Imperial Ibérica. Informe inédito. Grupo de Trabajo del Águila Imperial Ibérica. Comunidades Autónomas y Ministerio de Medio Ambiente.
- GRUPO ERVA. 1992. Mortalidad de aves marañas nas artes de pesca nas costas de Galicia. Informe inédito. Consellería de Pesca. Xunta de Galicia.
- GRUPO NATURALISTA HÁBITAT. 1999. Noticiario Ornitológico: Arao Común *Uria aalge*. *Ardeola*, 46(2): 305-314.
- GRUPO NATURALISTA HÁBITAT. 2000. *Alca torda*. En, A. Barros & P. Galán (Eds.): *V Anuario das Aves de Galicia 1997*, pp: 95-96. A Coruña.
- GRUPO ORNITOLÓGICO MALACA. 1993. *Anuario 1993*. Málaga.
- GUADALFAJARA, R. 1991. Estudio de las áreas de cría e invernada, bebederos y principales enclaves para las aves esteparias Sisón, Ganga y Ortega en el valle del Ebro. Fase II. Informe inédito. Diputación General de Aragón y Garona Estudios Territoriales. Zaragoza.
- GUADALFAJARA, R. 1999. Distribución y abundancia en Aragón. En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 41-54. Colección Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- GUADALFAJARA, R. & INSAUSTI, J. A. 1990. Estudio de las áreas de cría e invernada, bebederos y principales enclaves para las aves esteparias Sisón, Ganga y Ortega en el valle del Ebro. Fase I. Informe inédito. Diputación General de Aragón y Garona Estudios Territoriales. Zaragoza.
- GUARDIOLA, A., SÁNCHEZ, M. A. & DIEZ, E. 2000. Inventario de las poblaciones de Camachuelo trompetero (*Bucanetes githagineus*) y Alondra de Dupont (*Chersophilus dupontii*) en la Región de Murcia. Volumen II: Alondra de Dupont. Informe inédito. Consejería de Agricultura, Aguas y Medio Ambiente. Región de Murcia.
- GUERMEUR, Y & MONNAT, J-Y. 1980. *Histoire et Géographie des oiseaux nicheurs de Bretagne*. Ministère de l' environnement.
- GUIRAL, J. & LORENTE, L. 1994. Sobre la distribución y efectivos poblacionales de Urogallo (*Tetrao urogallus*) en Aragón. *Anuario Ornitológico de Aragón 1991-1992*. 93-98.
- GURELUR. 1999. Nidificación de la lechuza campestre en Navarra. *Gurelur*, 11: 12.
- GUTIÉRREZ, C. 1998. *Netta rufina*. *Anuario Ornitológico de Navarra 1996*, 3: 89.
- GUTIÉRREZ, J. E. 1998a. Seguimiento de las poblaciones de aves fringilidas de interés canoro y de la Tórtola Común en Andalucía. Temporada 1997. Informe inédito. SEO/BirdLife y Junta de Andalucía.
- GUTIÉRREZ, J. E. 1998b. Seguimiento de las poblaciones de aves fringilidas de interés canoro y de la Tórtola Común en Andalucía. Temporada 1998. Informe inédito. SEO/BirdLife y Junta de Andalucía.
- GUTIÉRREZ, J. E. 1999. Estimación y valoración de la población reproductora de Tórtola común en la región de Murcia. Temporada de 1999. Informe inédito. SEO/BirdLife y Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de Murcia.
- GUTIÉRREZ, J. E. 2000. Seguimiento de las poblaciones de aves fringilidas de interés canoro y de la Tórtola Común en Andalucía. Temporada 2000. Informe inédito. SEO/BirdLife y Junta de Andalucía.
- GUTIÉRREZ, J. E. 2001. Les populations de tourterelles des bois en Andalousie. *Faune sauvage*, 253: 36-43.
- GUTIÉRREZ, P. J., GREEN, A. J., LOPEZ, A., BRAVO, M. A. & MONTES, C. 1997. Nuevo modelo de trampa para reducir el impacto de la pesca del cangrejo sobre los vertebrados en las Marismas del Guadalquivir. *Doñana Acta Vertebrata*, 24: 51-66.
- GUTIÉRREZ, R. 1990. El Delta del Llobregat. *La Garçilla*, 77: 8-13.
- GUTIÉRREZ, R. 1997. Chorlito carambolo *Charadrius morinellus*. En, F. J. Purroy: *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 190-191. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- GUTIÉRREZ, R. 2000. Xibec (*Netta rufina*). En, J. L. Copete (Ed.): *Anuari d'ornitologia de Catalunya. 1997*, pp.105-106. Grup Català d'Anellament. Barcelona.
- GUTIÉRREZ, R. 2001a. Xibec (*Netta rufina*). En, A. Martínez-Vilalta (Ed.): *Anuari d'ornitologia de Catalunya. 1998*, pp. 79-80. Grup Català d'Anellament. Barcelona.
- GUTIÉRREZ, R. 2001b. Cens internacional d'ocells aquàtics hivernants a Catalunya de gener de 2001. Informe inédito para el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.
- GUTIÉRREZ, R. & CARBONERAS, C. 2001. Resultados de la prospección de aves marinas nidificantes en Cataluña, 2001. Informe inédito para Departament de Medi Ambient, Generalitat de Cataluña.
- GUTIÉRREZ, R., ESTEBAN, P. & SANTAUEFEMIA, F. X. 1995. *Els ocells del delta del Llobregat*. Lynx edicions, Barcelona.
- GUTIÉRREZ, R. & FIGUEROLA, J. 1995. Wintering distribution of the Balearic shearwater (*Puffinus yelkouan mauretanicus*) off the northeastern coast of Spain. *Ardeola*, 42: 161-166.
- GUTIÉRREZ, R. & GARCÍA, D. 1995. Population trends of breeding Lesser Grey Shrike (*Lanius minor*) in Lleida. Informe Inédito.
- GUTIÉRREZ, R. & GUINART, E. (Eds.) 2001. Cens internacional d'ocells aquàtics hivernants a Catalunya de gener de 1999. Informe inédito para el Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.
- GUTIÉRREZ, R. & SANTAUEFEMIA, J. 1990. Cens i distribució de les aus aquàtiques nidificants al delta del Llobregat: anys 1988 i 1989. *Butlletí del Parc Natural Delta de l'Ebre*, 5: 25-30.
- GUTIÉRREZ EXPÓSITO, C. 1997. Reintroducción del Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*) en la Comunidad Autónoma de La Rioja. Plan Técnico de Viabilidad. Informe inédito para Consejería de Turismo y Medio Ambiente, Gobierno de La Rioja.
- GUTIÉRREZ EXPÓSITO, C. 1998. El Bigotudo (*Panurus biarmicus* Linnaeus, 1758). *Anuario Ornitológico de Navarra*, 4: 163-165.
- GUTIÉRREZ EXPÓSITO, C. 2000a. El Sisón (*Tetrao tetrao*) en La Rioja. Programa de seguimiento de la población reproductora, año 2000. Informe inédito para Consejería de Turismo y Medio Ambiente, Gobierno de La Rioja.
- GUTIÉRREZ EXPÓSITO, C. 2000b. Programa de reintroducción del Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*) en la Comunidad Autónoma de La Rioja. 2000. Informe inédito para la Dirección General del Medio Natural, Gobierno de La Rioja.
- GUYOMARCH, J. C. & BELHAMRA, M. 1998. Effets de la sélection sur l'expression des tendances sexuelles et migratoires chez une population captive de caille des blés (*Coturnix c. coturnix*, L.). *Cabiers d'Éthologie Appliquée*, 18: 1-16.
- GUYOMARCH, J. C., COMBREAU, O., PUIGSERVER, M., FONTOURA, P., AEBISCHER, N. & WALLACE, D. I. M. 1998. *Coturnix coturnix* Quail. *Birds of Western Palearctic Update*, 2(1): 27-46.
- GUYOT, I. 1990. Le Cormoran Huppé en Corse: Biologie et interactions avec la pêche professionnelle. *Trav. Sci. Parc Nat. Rég. Rés. nat. Corde*, 28: 1-40.
- GUYOT, I. 1993. Breeding distribution and numbers of Shag (*Phalacrocorax aristotelis desmarestii*) in the Mediterranean. En, J. S. Aguilar, X. Monbailliu & A. M. Paterson (Eds.): *Estatus y conservación de aves marinas*, pp. 37-45. SEO/BirdLife y MEDMARAVIS. Madrid.

- GUYOT, I. & THIBAUT, J. C. 1985. Nouvelles données sur la protection des oiseaux marins nicheurs en Corse. Oiseaux Marins Nicheurs du Midi et de la Corse. *Annales du CROP*, 2: 20-22.
- GUYOT, I. & THIBAUT, J. C. 1996. Recent changes in the size of colonies of the Mediterranean Shag *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* in Corsica, Western Mediterranean. *Seabirds*, 18: 10-19.
- GUZMÁN PIÑA, J. 2002. Censo y protección de las poblaciones de Aguilucho Cenizo (*Circus pygargus*) en el Campo de Montiel (Ciudad Real). En, C. Torralvo (Ed.): *Anuario Ornitológico de Ciudad Real 1995-2001*. SEO-Ciudad Real.
- HAGEMEIJER, W. J. M. & BLAIR, M. J. (Eds.). 1997. *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & A. D. Poyser. London.
- HALD-MORTENSEN, P. 1970. Some preliminary notes from Tenerife. *Ibis*, 112(2): 265-266.
- HALE, W. G. 1971. A revision of the taxonomy of the Redshank *Tringa totanus*. *Zoological Journal of the Linnaean Society*, 50: 199-268.
- HAMROUNI, H. 1997. Statut et conservation des anatidés menaces en Tunisie. *TWSG news*, 10: 30-32.
- HANCOCK, J. A., KUSHLAN, J. A. & KAHL, M. P. 1992. *Storks, ibises and spoonbills of the world*. Academic Press Limited. Londres.
- HANDRIANOS, G. I. 1989. The status of Geese in Greece. En, *Western Palearctic Geese. IWRB Special publication*, 14: 175-178.
- HANEY, J. C. 1985. Band-rumped Storm Petrel occurrences in the relation to upwelling off the coast of the south-eastern United States. *Wilson Bull.*, 97(4): 543-547.
- HARRIS, H. E. 1901. *Essays and Photographs: some birds of the Canary Islands and South Africa*. R. H. Porter. London.
- HARRIS, M. P. 1969. The biology of Storm Petrels in the Galápagos Islands. *Proceedings of the California Academy of Sciences*, 37(4): 95-166.
- HARRIS, M. P. 1997. *Uria aalge*. En, W. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 368-369. T & A. D. Poyser. London.
- HARRIS, M. P., BUCKLAND, S. T., RUSSELL, S. M. & WANLESS, S. 1994. Year- and age-related variation in the survival of adult European Shags over a 24-year period. *Condor*, 96: 600-605.
- HARRIS, M. P. & WANLESS, S. 1996. Differential responses of Guillemot *Uria aalge* and Shag *Phalacrocorax aristotelis* to a late winter wreck. *Bird Study*, 43: 220-230.
- HARRIS, T. & FRANKLIN, K. 2000. *Shrikes & Bush-shrikes*. Christopher Helm. Londres.
- HARRISON, P. 1983. *Seabirds: an identification guide*. Christopher Helm. Londres.
- HARTERT, E. 1901. Die Fauna der Canarischen Inseln. *Novit. zool.*, 8: 304-335.
- HARTERT, E. 1905a. Eine neue subspecies von *Fringilla teydea*. *Orn. Monatsber.*, 13: 164.
- HARTERT, E. 1905b. *Strix flammea gracilirostris* subsp. n. described. *Bull. Brit. Orn. Cl.*, 16: 31-32.
- HASHMI, D. & FLIEGE G. 1994. Herbstzug der Sturmschwalbe (*Hydrobates pelagicus*) in der Meerenge von Gibraltar. *J. für Ornithologie*, 135: 203-207.
- HAYWARD, G. D., HAYWARD, P. H. & GARTON, E. O. 1993. Ecology of Boreal Owls in the Northern Rocky Mountains. *U.S.A. Wildlife Monographs*, 124: 1-59.
- HAZEVOET, C. J. 1995. *The Birds of the Cape Verde Islands*. B.O.U. Check-list No. 13. British Ornithologists' Union. Tring.
- HEAT, M., BORGGREVE, C. & PEET, N. 2000. Ptarmigan *Lagopus mutus*. En, BirdLife International & European Bird Census Council: *European bird populations: Estimates and trends*. BirdLife Conservation Series No. 10. BirdLife International. Cambridge. UK.
- HEATH, M. 1994. Stone Curlew *Burhinus oedinenus*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe. Their conservation status*, pp. 244-245. BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 3. Cambridge.
- HECKER, N. 1994. Ferruginous Duck, *Aythya nyroca*. In, J. Van Vesseem (Comp.): *Actions to prevent avoidable mortality for threatened waterbirds in the European Community*, pp. 67-106. Unpublished report to the EC Commission.
- HEIM DE BALSAC, H. & N. MAYAUD. 1962. *Les Oiseaux du Nord-Ouest de L'Afrique*. Ed. Paul Lechevalier. Paris.
- HEINZE, J. & KROTT, N. 1980. Contributo all'avifauna delle Isole Canarie. *Gli ucelli d'Italia*, 5: 113-123.
- HEINZEL, H. & MARTINOLES, D. 1988. Nouvelle nidification de l'Ibis falcinelle *Plegadis falcinellus* en France. *Alanda*, 56(4): 429-430.
- HELBIG, A. J., SEIBOLD, I., BEDNAREK, W., GAUCHER, P., RISTOW, D., SCHARLAU, W., SCHMIDL, D. & WINNK, M. 1994. Phylogenetic relationships among Falcon species (genus *Falco*) according to DNA sequence variation of the cytochrome b gene. En, B. U. Meyburg & R. D. Chancellor (Eds.): *Raptor Conservation Today*, pp. 593-599. World Working Group on Birds of Prey. Berlin.
- HELBIG, A. J., KNOX, A. G., PARKIN, D. T., SANGSTER, G. & COLLINSON, M. 2002. Guidelines for assessing species rank. *Ibis*, 144: 518-525.
- HELLMICH, J. 1990. La población de Avutardas de las áreas de Sierra de Fuentes y Torrecillas de la Tiesa (Cáceres). En, J. C. Alonso & J. A. Alonso (Eds.): *Parámetros demográficos, selección de hábitat y distribución de la Avutarda (Otis tarda) en tres regiones españolas*, pp. 72-80. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- HELLMICH, J. 1992. Impacto del uso de pesticidas sobre las aves: el caso de la Avutarda. *Ardeola*, 39: 7-22.
- HELLMICH, J. 1994. *The Great Bustard (Otis t. tarda L.) in Extremadura, Spain: distribution, status and conservation*. Workshop on Great Bustards. Tiszafüred, Hungary.
- HELLMICH, J. & NÚÑEZ ARJONA, J. C. 1996. Nota sobre densidades de la población del Sisón (*Tetrax tetrax*) en Cáceres, Extremadura. En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de Aves Esteparias y su Hábitat*, pp.303-305. Junta de Castilla y León, Valladolid.
- HÉMERY, G. & D'ELBEE, E. 1985. Discrimination morphologique des populations atlantique et méditerranéenne de Pétrel Tempête *Hydrobates pelagicus*. En, I. Guyot & J. C. Thibault: *Oiseaux marins nicheurs du Midi et de la corse*, pp. 63-67. *Annales du CROP*, 2.
- HEMMINGSEN, A. M. 1958. Field observation of birds in the Canary Islands. *Vidensk. Meddr. Dansk. Naturb. Foren.*, 120: 189-206.
- HEMMINGSEN, A. M. 1963. Birds on Hierro and the relation of number of species, and of specific abundances and body weights, to island area. *Vidensk. Meddr. dansk. naturb. Foren.*, 125: 207-236.
- HEREDIA, B. 1996. Action plan for the Aquatic Warbler (*Acrocephalus paludicola*) in Europe. En, B. Heredia, L. Rose & M. Painter (Eds.): *Globally threatened birds in Europe: action plans*, pp. 327-338. BirdLife International & Council of Europe. Council of Europe. Estrasburgo.
- HEREDIA, B. & GARCÍA, L. 1986. Parámetros reproductivos del alcotán *Falco subbuteo* en la Reserva Biológica de Doñana (Huelva). En, *Resúmenes de la V Conferencia Internacional sobre Aves de Presa Mediterráneas*. Evora. Portugal.
- HEREDIA, B., HIRALDO, F. & GARCÍA, L. 1983. Población, parámetros reproductivos y crecimiento de los pollos de alcotán *Falco subbuteo* en la Reserva Biológica de Doñana (Huelva). Estación Biológica de Doñana-CSIC. Informe inédito.
- HEREDIA, B., ROSE, L. & PAINTER, M. 1996. *Globally threatened birds in Europe. Action Plans*. BirdLife International & Council of Europe. Council of Europe. Estrasburgo.
- HEREDIA, B. & SOTO-LARGO, E. 1996. Estatus de la población y conservación de la Cigüeña Negra en España. Comunicación, *II Conferencia Internacional sobre la Cigüeña Negra, marzo 1996*. ADENEX. Trujillo.
- HEREDIA, R. 1991a. Distribución y status poblacional en España. En, R. Heredia & B. Heredia (Eds.): *El Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos. Características ecológicas y biología de la conservación*, pp. 15-25. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- HEREDIA, R. 1991b. Biología de la reproducción. En, R. Heredia y B. Heredia (Eds.): *El Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos. Características ecológicas y biología de la conservación*, pp. 27-38. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- HEREDIA, R. 1991c. El plan coordinado de actuaciones para la protección del quebrantahuesos. En, R. Heredia y B. Heredia (Eds.): *El Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos. Características ecológicas y biología de la conservación*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- HEREDIA, R. & HEREDIA, B. 2001. European Union Species Action Plan for the Lammergeier (*Gypaetus barbatus*). En, N. Schäffer & U. Gallo-Orsi (Eds.): *European Union action plans for eight priority bird species*. European Commission. Bélgica.
- HEREDIA, R. & RAZIN, M. 1999. Ecology and Conservation of the bearded Vultures: The case of the Spanish and French Pyrenees. In, A. Sakoulis, M. Probonas & S. Xirouchakis (Eds.): *Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop 1998*, Irakleio.

- HEREDIA, R. & SUNYER, C. 1989. Bearded vulture (*Gypaetus barbatus*) status in the Spanish Pyrenees an wing-tagging. First results. *Acta Biol. Mont.*, 9: 39-44.
- HERNÁNDEZ, A. 1993a. Biología de la familia Laniidae (Aves) en la cuenca del río Torío, provincia de León. Tesis Doctoral. Universidad de León.
- HERNÁNDEZ, A. 1993b. Estudio comparado sobre la biología de la reproducción de tres especies simpátricas de alcaudones *Lanius* spp. *Doñana Acta Vertebrata*, 20: 179-250.
- HERNÁNDEZ, A. 1993c. Acerca del significado de los ataques de alcaudones *Lanius* spp. sobre aves. *Doñana Acta Vertebrata*, 20: 255-259.
- HERNÁNDEZ, A. 1993d. Dieta de los pollos de tres especies simpátricas de alcaudones *Lanius* spp.: variaciones con la edad, estacionales e interespecíficas. *Doñana Acta Vertebrata*, 20: 145-163.
- HERNÁNDEZ, A. 1994a. Selección de hábitat en tres especies simpátricas de alcaudones *Lanius* spp.: segregación interespecífica. *Ecología*, 8: 395-413.
- HERNÁNDEZ, A. 1994b. Micromamíferos utilizando nidos abandonados de aves como almacenes de alimento y lugares-comedor. *Doñana Acta Vertebrata*, 21: 186-193.
- HERNÁNDEZ, A. 1994c. Métodos de sujeción utilizadas por dos especies de alcaudones *Lanius* spp. para almacenar alimento. *Doñana Acta Vertebrata*, 21: 143-151.
- HERNÁNDEZ, A. 1995a. Depredación sobre anfibios, reptiles y aves por tres especies de alcaudones *Lanius* spp. en el noroeste de la Península Ibérica. *Ecología*, 9: 409-415.
- HERNÁNDEZ, A. 1995b. Selective predation by Northern Shrikes on small mammals in a natural environment. *J. Field Ornithol.*, 66: 236-246.
- HERNÁNDEZ, A. 1995c. Descripción de las egagrópilas de tres especies de alcaudones *Lanius* spp. *Ecología*, 9: 435-440.
- HERNÁNDEZ, A. 1995d. Temporal-spatial patterns of food caching in two sympatric shrike species. *Condor*, 97: 1002-1010.
- HERNÁNDEZ, A. 1995e. Historia natural de los alcaudones ibéricos. *Quercus*, 110: 31-39.
- HERNÁNDEZ, A. 1997a. Alcaudón Real *Lanius excubitor*, pp. 470-471. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las aves de España*. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- HERNÁNDEZ, A. 1997b. Woodchat Shrike *Lanius senator*. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC atlas of European breeding birds*, pp. 666-667. T & D Poyser. London.
- HERNÁNDEZ, A. 1999a. Tres métodos para el estudio de la dieta de los alcaudones *Lanius* spp.: ventajas e inconvenientes. *Chiloglossa*, 1: 87-93.
- HERNÁNDEZ, A. 1999b. Empalamiento de una Culebra de Collar *Natrix natrix* por un Alcaudón Real Meridional *Lanius meridionalis*. *Chiloglossa*, 1: 145-146.
- HERNÁNDEZ, A. 1999c. Información adicional sobre el almacenamiento de presas por el Alcaudón Real Meridional *Lanius meridionalis* en el sur de España: datos del Valle de Alcudia (Ciudad Real). *Chiloglossa*, 1: 95-96.
- HERNÁNDEZ, A. 1999d. La migración de los alcaudones *Lanius* spp. en la Península Ibérica. *Ecología*, 13: 289-302.
- HERNÁNDEZ, A. 2000. La nueva identidad de los Alcaudones Reales en España. *Quercus*, 173: 22-23.
- HERNÁNDEZ, A., PURROY, F. J. & SALGADO, J. M. 1993. Variación estacional, solapamiento interespecífico y selección en la dieta de tres especies simpátricas de alcaudones *Lanius* spp. *Ardeola*, 40: 143-154.
- HERNÁNDEZ, A. & SALGADO, J. M. 1993. Almacenamiento de presas por el Alcaudón Real *Lanius excubitor* en La Serena (Badajoz) y la Sierra del Cabo de Gata (Almería). *Butll. GCA*, 10: 63-65.
- HERNÁNDEZ, A., VIDAL, E. M. & RÉGIL, J. A. 1998. Los nidos de las aves: ¿sólo para sus aves? *Quercus*, 152: 30-37.
- HERNÁNDEZ, E. 1989. Le Pic épeiche *Picoides major canariensis* à Tenerife (îles Canaries). *Alauda*, 57(3): 221-222.
- HERNÁNDEZ, E., DELGADO, G., CARRILLO, J., NOGALES, M. & QUILIS, V. 1991. A preliminary census and notes on the distribution of the Barbary Falcon (*Falco pelegrinoides* Temminck, 1829) in the Canary Islands. *Bonn. zool. Beitr.*, 42(1): 27-34.
- HERNÁNDEZ, E., DELGADO, G. & QUILIS, V. 1992. El Halcón de Berbería (*Falco pelegrinoides* Temminck, 1829), nueva especie nidificante en Tenerife (I. Canarias). *Vieraea*, 21: 170.
- HERNÁNDEZ, E., DÍAZ, G. & TRUJILLO, O. 1987. El Águila Pescadora (*Pandion haliaetus*) en Canarias: situación actual y aspectos de la biología. *Vieraea*, 17: 203-207.
- HERNÁNDEZ, E., MARTÍN, A., NOGALES, M., QUILIS, V., DELGADO, G. & TRUJILLO, O. 1990. Distribution and status of Bulwer's Petrel (*Bulweria bulwerii* Jardine & Selby, 1828) in the Canary Islands. *Bol. Mus. Mun. Funchal*, 42(214): 5-14.
- HERNÁNDEZ, E., NOGALES, M., QUILIS, V. & DELGADO, G. 1990. Nesting of the Manx Shearwater (*Puffinus puffinus* Brünlich, 1764) on the Island of Tenerife (Canary Islands). *Bonn. zool. Beitr.*, 41(1): 59-62.
- HERNÁNDEZ, F. 1989. Tarro Blanco (*Tadorna tadorna*). Nidificación en el interior del Valle del Ebro. *Noticiario Ornitológico. Ardeola*, 36(2): 237-238.
- HERNÁNDEZ, F. 1997. Pato Colorado *Netta rufina*. Listado de observaciones. *Rocín. Anuario Ornitológico de Aragón 1993-1994*: 32.
- HERNÁNDEZ, F. 1999a. Censos invernales de aves acuáticas en Aragón (NE España), enero 1994, 1995 y 1996. *Rocín. Anuario Ornitológico de Aragón 1995-1996*: 59-99.
- HERNÁNDEZ, F. 1999b. Pato Colorado *Netta rufina*. Listado de observaciones. *Rocín. Anuario Ornitológico de Aragón. 1995-1996*: 24.
- HERNÁNDEZ, F. 2001. Pato Colorado, *Netta rufina*. Listado de Observaciones. *Rocín. Anuario Ornitológico de Aragón 1997-1998*: 26.
- HERNÁNDEZ, F. & PELAYO, E. 1987. Sobre comunidades de aves esteparias en planicies del valle medio del Ebro. En, *Actas del I Congreso Internacional de Aves Esteparias*, pp. 369-393. Junta de Castilla y León. León.
- HERNÁNDEZ, J. L. 1999. Avifauna de los Altos de Barahona. Censos e informes. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio, Junta de Castilla y León.
- HERNÁNDEZ, J. L. 2000. Seguimiento y revisión de los censos y estudios efectuados en la futura ZEPA "Altos de Barahona" (Soria) durante 1999. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León.
- HERNÁNDEZ, J. M. 2000. La población de Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*) en Ciudad Real. Informe inédito para la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, Junta de Comunidades de Castilla la Mancha.
- HERNÁNDEZ, J. M. 2001. La población de Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*) en Ciudad Real. Informe inédito para la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, Junta de Comunidades de Castilla la Mancha.
- HERNÁNDEZ, J. M., RODRÍGUEZ, A. & RODRÍGUEZ, V. 2001. Pato Colorado (*Netta rufina*). Lista sistemática 2000. En, A. Bermejo, J. de la Puente & J. Seoane (Ed.): *Anuario Ornitológico de Madrid 1999*, p. 167. SEO-Monticola. Madrid.
- HERNÁNDEZ, L. M. & BALUJA, G. 1976. Contaminación en huevos de aves silvestres del Suroeste de España por residuos organoclorados (insecticidas y bifenilos policlorados). *Doñana Acta Vertebrata*, 32: 157-170.
- HERNÁNDEZ, L. M., RICO, M. C., GONZALEZ, M. J., HERNAN, M. A. & BALUJA, G. 1986. Presence and time trends of organochlorine pollutants and heavy metals in eggs of predatory birds of Spain. *Journal of Field Ornithology*, 57: 270-282.
- HERNÁNDEZ, M. 2000. Situación actual del uso ilegal de veneno en España. Envenenamientos de las especies del Catálogo Nacional de Especies Amenazadas. Laboratorio Forense de Vida Silvestre. Informe inédito para Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.
- HERNÁNDEZ, M. 2001. Informe sobre los niveles de intoxicación en la fauna española. Laboratorio Forense de Vida Silvestre. Informe inédito para Dirección General de Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Medio Ambiente.
- HERNÁNDEZ, M. (en prensa). El futuro del Quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) en los Pirineos.
- HERNÁNDEZ, M., SANCHEZ, C., GALKA, M., DOMINGUEZ, L., GOYACHE, J., ORIA, J. & PIZARRO, M. 2001. Avian pox infection in Spanish Imperial eagles (*Aquila adalberti*). *Avian Pathology*, 30: 91-97.
- HERNÁNDEZ, M. A. & FERNÁNDEZ, M. 1995. Informe sobre las campañas de conservación y manejo de las poblaciones de Aguilucho Ceni-zo, Aguilucho Pálido y Lagunero en la Comunidad de Madrid. *Alytes*, 7: 381-407.
- HERNÁNDEZ, M. A. & MARTÍN, A. 1994. First breeding record of the White-tailed Laurel Pigeon *Columba junoniae* on Tenerife (Canary Islands). *Alauda*, 62(4): 253-256.
- HERNÁNDEZ, M. A., MARTÍN, A. & NOGALES, M. 1999. Breeding success and predation on artificial nests of the endemic pigeons Bolle's Laurel Pigeon *Columba bollii* and White-tailed Laurel Pigeon *Columba junoniae* in the laurel forest of Tenerife (Canary Islands). *Ibis*, 141: 52-59.
- HERNÁNDEZ, M. A., MARTÍN, A. & NOGALES, M. 2000. Seguimiento de la desratización llevada a cabo por la Viceconsejería de Medio Ambien-

- te con vistas a incrementar el éxito reproductor de la Paloma Rabiche en Tenerife (Tigaiga). Departamento de Biología Animal (Zoología). Universidad de La Laguna. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- HERNÁNDEZ, V. 1987. Estado actual de algunas aves esteparias en la región de Murcia. Áreas de interés. En, *Actas del I Congreso Internacional de Aves Esteparias*. Junta de Castilla y León. León.
- HERNÁNDEZ, V., ESTEVE, M. A. & RAMÍREZ, L. 1995. *Ecología de las Estepas de la Región de Murcia. Estructura y Dinámica de sus Comunidades Orníticas*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia.
- HERNÁNDEZ-CARRASQUILLA, F. & GÓMEZ-MANZANEQUE, A. 2000. Informe sobre la campaña de anillamiento de aves en España. Año 1999. *Ecología*, 14: 291-330.
- HERNÁNDEZ-CARRASQUILLA, F. & GÓMEZ-MANZANEQUE, A. 2001. Informe sobre la campaña de anillamiento de aves en España. Año 2000. *Ecología*, 15: 373-412.
- HERNÁNDEZ-GIL, V. 1997. Paño Europeo *Hydrobates pelagicus*. En, F. J. Purroy (Ed.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 34-35. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- HERNÁNDEZ JUSTRIBÓ, J. & BANDA RUEDA, E. 1999. Valoración y análisis de la población de Codorniz Común (*Coturnix coturnix*) en la Comunidad de Madrid. Informe inédito de SEO/BirdLife para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- HERNÁNDEZ QUINTERO, M. 1974. Algunas notas de etología de las Cagaras ou Pardelas en las Islas Canarias. *Cyanopica*, 1(4): 123-124.
- HERNÁNDEZ SEGOVIA, M. 1986. Lechuga Campestre *Asio flammeus*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 33(1-2): 209.
- HERRANDO, S. 2001. Habitat disturbance in Mediterranean landscapes: Effects of fire and fragmentation on birds. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona. Barcelona.
- HERRANDO, S. 2002. Organizació i utilitats del monitoratge de les poblacions d'ocells. *L'Abellerol*, 15: 4-5.
- HERRANZ, J. 2000. Efectos de la depredación y del control de depredadores sobre la caza menor en Castilla-La Mancha. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias de la Universidad Autónoma de Madrid.
- HERRANZ, J., MANRIQUE, J., YANES, M. & SUÁREZ, F. 1994. The breeding biology of Dupont's Lark *Chersophilus duponti*, in Europe. *Avocetta*, 18: 141-146.
- HERRANZ, J., SUÁREZ, F. & CUMMINGS, C. 1999. Estrategias reproductivas de pteroclididos. En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 261-269. Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- HERRERA, C. M. & HIRALDO, F. 1976. Food niche and trophic relationships among european owls. *Ornis Scandinavica*, 7: 29-41.
- HERRERO, A. 2002. Taller regional (Cantabria): Libro Rojo de las Aves de España (24 enero 2002). Santander. Informe inédito.
- HIDALGO, J. 1991. The Marbled Teal in the Marismas del Guadalquivir, Spain. *IWRB Threatened Waterfowl Research Group Newsletter*, 1: 6.
- HIDALGO, L. 1961. Camachelo Trompetero *Rhodopechys githaginea*. *Ardeola*, 7: 268.
- HIDALGO, L. 1965. Más capturas de *Rhodopechys githaginea* en Andalucía. *Ardeola*, 10: 71.
- HIDALGO, S. J. & CARRANZA, J. 1990. *Ecología y comportamiento de la avutarda (Otis tarda)*. Ed. Universidad de Extremadura. Cáceres.
- HIDALGO, S. J. & ROCHA, G. 2001a. Valoración de la presión cinegética sobre la Tórtola Común en Extremadura. *Naturzale. Cuadernos de Ciencias Naturales*, 16: 157-171.
- HIDALGO, S. J. & ROCHA, G. 2001b. Statut de la Tourterelle des bois (*Streptopelia turtur*) en Estrémadure (Espagne). Incidence de la chasse. *Faune sauvage*, 82-85.
- HIDALGO, S. J. & ROCHA, G. 2001c. Valoración de la presión cinegética sobre la tórtola común en Extremadura. II Coloquio internacional. Biología y Gestión de Columbidos silvestres. *Cuadernos de Ciencias Naturales*, 16: 157-171.
- HIDALGO DE ARGÜESO, J. 1989. Tarro Canelo (*Tadorna ferruginea*). Sobre el Tarro Canelo en las Marismas del Guadalquivir. *Ardeola*, 36: 237.
- HIRALDO, F. 1974. Colonias de cría y censo de los Buitres Negros (*Aegyptius monachus*) en España. *Naturalia Hispanica*, 2.
- HIRALDO, F. 1976. Diet of the Black Vulture (*Aegyptius monachus*) in the Iberian peninsula. *Doñana, Acta Vertebrata*, 3: 19-31.
- HIRALDO, F. 1977. El Buitre Negro (*Aegyptius monachus*) en la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
- HIRALDO, F., DELIBES, M. & CALDERÓN, J. 1979. *El Quebrantabuesos: sistemática, taxonomía, biología, distribución y protección*. Monografías, nº 22. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- HIRALDO, F., FERNÁNDEZ, F. & AMORES, F. 1975. Diet of the Montagu's Harrier (*Circus pygargus*) in southwestern Spain. *Doñana, Acta Vert.*
- HIRALDO, F., NEGRO, J. J., DONÁZAR, J. A. & GAONA, P. 1996. A demographic model for a population of the endangered lesser kestrel in southern Spain. *Journal of Applied Ecology*, 33: 1085-1093.
- HOCKEY, P. A. R. 1996. Haematopus ostralegus in perspective: comparisons with other Oystercatchers. En, J. D. Goss-Custard (Ed.): *The Oystercatcher: from individual to populations*, pp. 251-285. Oxford University Press. Oxford.
- HÓDAR, J. A. 1996. Temporal variations in two shrubsteppe bird assemblages in southeastern Spain: the importance of winter non-steppe birds. En, J. Fernández & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*, pp. 137-151. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- HÓDAR, J. A. 1998. Diet of the Black-eared Wheatear *Oenanthe hispanica* in relation with food availability in two arid shrubsteppes. *Avocetta*, 22: 35-40.
- HÓDAR, J. A. 2002. Informe sobre la situación de la Terrera Marismaña, la Collalba Rubia, la Collalba Negra y la Curruca Tomillera en Granada, y en general sobre la avifauna de las Hoyas de Guadix y Baza. Informe inédito.
- HÖLLERMANN, P. W. 2001. El impacto del fuego en los ecosistemas. En, J. M. Fernández-Palacios, & J. L. Martín Esquivel (Eds.): *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*, pp. 337-341. Turquesa Ediciones. Santa Cruz de Tenerife.
- HOMEM DE BRITO, P. 1996. Nest site selection by the Stone Curlew (*Burhinus oedionemus*) in southern Portugal. En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de aves esteparias y su hábitat*, pp. 231-238. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- HORTAS, F. 1997. Evolución de la comunidad de aves limícolas (Orden Charadriiformes) en salinas del suroeste de España. Estructura espacio-temporal de las poblaciones y uso del hábitat. Tesis Doctoral. Universidad de Cádiz.
- HORTAS, F. 2001a. Aguja Colinegra *Limosa limosa*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- HORTAS, F. 2001b. Archibebe Común *Tringa totanus*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- HORTAS, F. 2001c. Chorlitejo Patinegro *Chardrius Alexandrinus*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp. 157-158. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- HORTAS, F., ARROYO, G. M. & PÉREZ-HURTADO, A. (Coords.). 2000a. Breeding Waders in Spain. Informe inédito para Wader Study Group Project: Breeding Waders in Europe 2000.
- HORTAS, F., ARROYO, G. M. & PÉREZ-HURTADO, A. (Coords.) 2000b. Limícolas reproductores en España: resultados del proyecto "Breeding Waders in Europe 2000" del Wader Study Group. *XV Jornadas Ornitológicas Españolas y I Jornadas Ibéricas de Ornitología*. El Rocío (Huelva).
- HUDSON, P. J. 1985. Population parameters for Atlantic Alcidae. En, D. N. Nettleship & T. R. Birkhead (Eds.): *The Atlantic Alcidae*, pp. 233-261. Academic Press. Londres.
- HUE, F. & ETCHECOPAR, R. D. 1958. Un mois de recherches ornithologiques aux Iles Canaries. *Terre et Vie*, 3: 186-219.
- HUERTAS, J. 1992. Plataformas flotantes para la nidificación del Charrán Común en el P. N. de l'Albufera de Valencia. *Boletín del Grupo Ibérico de Aves Marinas, GLAM*, 15: 9.
- HUGHES, B., CRIADO J., DELANY, S., GALLO-ORSI, U., GREEN, A. J., GRUSSU, M., PERENNOU, C. & TORRES-ESQUIVIAS, J. A. 1999. *The status of the North American Ruddy Duck Oxyura jamaicensis in the Western Palearctic: towards an action plan for eradication*. Wildfowl & Wetlands Trust. Unpublished Report to the Council of Europe.
- HULSCHER, J. B., EXO, K. M. & CLARK, N. 1996. Why do Oystercatchers migrate?. En, J. D. Goss-Custard (Ed.): *The Oystercatcher: from individual to populations*, pp. 154-185. Oxford University Press. Oxford.
- HUSAIN, K. Z. 1959. Notes on the taxonomy and zoogeography of the genus *Elanus*. *Condor*, 61: 153-154.
- HUSTINGS, F. & PÖYSÄ, H. 1997. *Anas crecca* Teal. En, W. J. M Hagemeyer & M. J. Blair: *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 90-91. T & A. D. Poyser. London.
- IBANEZ, F. 1995. Pluvier guignard *Eudromias morinellus*. En, D. Yeatman-Berthelot & G. Jarry (Coords.): *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France 1985-1989*, pp. 286-287. Société Ornithologique de France. Paris.

- IBANEZ, F. & DALMAU, J. 1999. Pluvier guignard *Endromias morinellus*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot: *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, p. 74-75. Société d'Etudes Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- IBERIS (ESTUDIOS Y ACTIVIDADES MEDIOAMBIENTALES). 2001. Estudio de las poblaciones reproductoras de Milano Real (*Milvus milvus*) en Castilla y León 2001. Estudios y Actividades Medioambientales. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León.
- IBERO, C. 1996. *Ríos de vida. El estado de conservación de las riberas fluviales en España*. SEO/BirdLife. Madrid.
- ICONA/C.C.A.A. 1994. *Censo Nacional del Águila Imperial Ibérica*. Documento Técnico. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- IFN. 2001. *Tercer inventario forestal nacional*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- ILLERA, J. C. (Comp.) 1999. *Plan de Acción de la Tarabilla Canaria*. SEO/BirdLife. Madrid.
- ILLERA, J. C. 2001a. La Tarabilla Canaria, una joya "Vulnerable" de la fauna mayorera. *El Indiferente*, 11: 3-6.
- ILLERA, J. C. 2001b. Habitat selection by the Canary Islands stonechat (*Saxicola dacotiae*) (Meade-Waldo, 1889) in Fuerteventura Island: a two-tier habitat approach with implications for its conservation. *Biological Conservation*, 97: 339-345.
- IRBY, H. L. 1895. *The Ornithology of the Strait of Gibraltar*. R. H. Porter. Londres.
- ISENMANN, P. 1990. Comportement alimentaire original chez le Bruant des roseaux (*Emberiza schoeniclus witherbyi*) sur l'île de Majorque. *Nos Oiseaux*, 40: 308.
- ISENMANN, P. 1993. *Oiseaux de Camargue*. Société d'Études Ornithologiques de France. Museum National d'Histoire Naturelle. Paris.
- ISENMANN, P. 1999a. Traquet oreillard (*Oenanthe hispanica*). En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot: *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 182-183. Société d'Etudes Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- ISENMANN, P. 1999b. Pie-grièche méridionale *Lanius meridionalis*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot: *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, p. 182-183. Société d'Etudes Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- ISENMANN, P. & LEFRANC N. 1994. Le statut taxinomique de la Pie-grièche Méridionale *Lanius meridionalis* (Temminck 1820). *Alauda*, 62(3): 138.
- ISENMANN, P. & MOALI, A. 2000. *Oiseaux d'Algérie*. Société d'Études Ornithologiques de France. Museum National d'Histoire Naturelle. Paris.
- IUNC. 1996. *Red list of threatened animals*. International Union for Nature Conservation. Gland. Sweden.
- JANSS, G. F. E. & FERRER, M. 1998. Rate of bird collision with power lines: effects of conductor-marking and static wire-marking. *J. Field Ornithology*, 69(1): 8-17.
- JARRY, G. 1997. Turtle Dove *Streptopelia turtur*. En, W. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair: *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 390-391. T & A. D. Poyser. London.
- JARRY, G. 1999. Tourterelle des bois *Streptopelia turtur*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot: *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 298-299. Société d'Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- JÄRVINEN, A. 1997. Redstart *Phoenicurus phoenicurus*. En, W. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance*, pp. 524-525. T & A. D. Poyser. Londres.
- JAUME, D., MCMINN, M. & ALCOVER, J. A. 1993. Fossil birds from the Bujero del Silo, La Gomera (Canary Islands), with the description of a new species of Quail (Galliformes: Phasianidae). *Bol. Mus. Mun. Funchal*, 2: 147-165.
- JCL. 2002. La Fauna en Zamora. (Temporada 1999/2000). (Centradas en las dos ZEPAS de "Las Lagunas de Villafáfila" y los "Arribes del Duero"). Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León.
- JEAN, A. 1999. Pigeon colombin. En, G. Rocamora, & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 352-353. Société d'Etudes Ornithologiques de France & Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- JEAN, A. & RAZIN, M. 1993. Monitoring migration in the Pyrénées: the case of the Wood Pigeon, *Columba palumbus*. *Bird Census News*, 6: 83-89.
- JENSEN, A. 1981. Ornithological winter observations on Selvagem Grande. *Bocagiana*, 62: 1-7.
- JIGUET, F. 2001. *Defense des ressources, choix du partenaire et mécanismes de formation des leks chez l'Outarde canepetière*. Thèse de Doctorat. Université de Paris 6.
- JIGUET, F., ARROYO, B. & BRETAGNOLLE, V. 2000. Lek mating systems: a case study in the Little Bustard *Tetrax tetrax*. *Behavioural Processes*, 51: 63-82.
- JIGUET, F., MOUGEOT, F., ARROYO, B. & BRETAGNOLLE, V. 1998. Research and conservation of the endangered Little Bustard *Tetrax tetrax* in France. *Ostrich*, 69: 418.
- JIMÉNEZ, J. 1990. *Censo de las poblaciones de Águila Imperial y Buitre Negro en Ciudad Real*. Documento técnico. Conserjería de Agricultura. Ciudad Real.
- JIMÉNEZ, J., DEL MORAL, A., MORILLO, C. & SÁNCHEZ, M. J. 1992. *Las aves del Parque Nacional de las Tablas de Daimiel y otros humedales manchegos*. Lynx Edicions. Barcelona.
- JIMÉNEZ, J., GÓMEZ, J. A., VICENTE, J. & LACOMBA, I. 1989. Estudio de la alimentación de la Lechuza Campestre y la Lechuza Común en l'Albufera de Valencia. *Medi Natural*, 1(1-2): 81-88.
- JIMÉNEZ, J. & NAVARRETE, J. 2001. *Estatus y fenología de las aves de Ceuta*. Instituto de Estudios Ceutíes. Ceuta.
- JIMÉNEZ, J. & SURROCA, M. 1995. Evolución poblacional y reproducción del Aguilucho Cenizo *Circus pygargus* en la provincia de Castellón. *Alytes*, 7: 287-296.
- JIMÉNEZ, R., HODAR, J. A. & CAMACHO, I. 1991. La alimentación de la perdiz común (*Alectoris rufa*) en otoño-invierno en el sur de España. *Gibier Faune Sauvage*, 8: 43-54.
- JOHANSEN, O. 1975. The relation between breeding grounds and wintering grounds in Norway as shown by ringing recoveries. *Sterna*, 14: 1-21.
- JOHNSON, A. & SADOUL, N. 2000. La Tour du Valat y el estudio y la gestión de aves acuáticas. En, R. Carbonell & M. Juliá (Eds.): *Actas de las XIII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp. 59-69. SEO/BirdLife. Madrid.
- JOHNSON, A. R. 1999. Flamant rose *Phoenicopterus ruber roseus*. En, G. Rocamora, & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 332-333. Société d'Etudes Ornithologiques de France & Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- JOHNSON, A. R. & ARENGO, F. 2001. Flamingo Specialist Group, Annual reports 1998-2000. *Newsletter*, 10. Wetlands International. IUCN, Species Survival Commission.
- JOLIVET, C. 1999. Outarde canepetière *Tetrax tetrax*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot: *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 70-71. Société d'Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- JOLIVET, C. 2001. L'Outarde canepetière *Tetrax tetrax* en France. Statut de l'espèce à la fin du XXe siècle. *Ornithos*, 8: 89-95.
- JÖNSSON, P. E. 1994. Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe. Their conservation status*, pp. 252-253. BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 3. Cambridge.
- JORDÁN, G. 1990. Determinación del área de presencia de la Perdiz Gris en el Alto Aragón. Informe inédito. Diputación General de Aragón.
- JORDANO, P. 1981. Alimentación y relaciones tróficas entre los paseriformes en paso otoñal por una localidad de Andalucía central. *Doñana Acta Vertebrata*, 8: 103-124.
- JOUANIN, C., HEMERY, G., MOUGIN, J. L. & ROUX, F. 1980. Nouvelles précisions sur l'acquisition de l'aptitude à la reproduction chez le Puffin cendré *Calonectris diomedea borealis*. *L'Oiseau et R. F. O.*, 50 (3-4): 205-215.
- JOURDAIN, F. C. T. 1936. The Birds of Southern Spain. *Ibis*, 1936: 725-763.
- JOURDAIN, F. C. T. 1937. The Birds of Southern Spain. *Ibis*, 1937: 110-152.
- JOVENIAUX, A. 1999. Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot: *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 352-353. Société d'Etudes Ornithologiques de France & Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.

- ce. *Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 404-405. Société d'Études Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- JOVENIAUX, A. & DURAND, G. 1987. Gestion forestière et écologie des populations de Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans l'est de la France. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, Suppl. 4: 83-96.
- JUAN, M. 2001. El Zampullín Cuellinegro *Podiceps nigricollis* en la Comunidad de Madrid. En, A. Bermejo, J. De la Puente, & J. Seoane: *Anuario Ornitológico de Madrid 2000*, pp. 24-37. SEO-Monticola. Madrid.
- JUAN, M. 2002. El Porrón Pardo *Aythya nyroca* en la Comunidad de Madrid. En, A. Bermejo, J. De la Puente, & J. Seoane (Eds.): *Anuario Ornitológico de Madrid 2001*, 22-31. SEO-Monticola. Madrid.
- JUBETE, F. 1993. Informe sobre los resultados del seguimiento faunístico del humedal de la Laguna de la Nava, Fuentes de Nava. Palencia. Octubre 1991-Diciembre 1992. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León.
- JUBETE, F. 1997a. *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Palencia*. Ed. Asociación de Naturalistas Palentinos. Palencia.
- JUBETE, F. 1997b. Informe sobre los resultados del seguimiento faunístico en el humedal de la Laguna de la Nava, Fuentes de Nava (Palencia). Septiembre 1996- Agosto 1997. Informe Inédito para la Consejería de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio. Junta de Castilla y León.
- JUBETE, F. 2001. La migración del carricerín cejudo en España y en la laguna palentina de la Nava. *Quercus*, 184: 18-23.
- JUBETE, F., ONRUBIA, A. & ROMÁN, J. 1996. La Lechuza Campestre en España: de invernante a reproductor. *Quercus*, 119: 19-22.
- JUBETE, F., URCAREGUI, F. J. & ROMÁN, J. 1990. Aguja Colinegra (*Limosa limosa*). Reproducción en la laguna de La Nava de Fuentes (Palencia). *Ardeola*, 37: 339.
- JUNCO, E. 1985. *Aves rapaces de Asturias*. Servicio de publicaciones de la Caja de Ahorros de Asturias. Oviedo.
- JUNCO, E. 1999. Situación de la Perdiz Pardilla en la Cordillera Cantábrica. En, *Actas de la Jornada sobre la Perdiz Pardilla*, pp. 16-29. Estერი d'Aneu.
- JUNCO, E. & REQUE, J. 1998. Pyrenean Grey Partridge demography and habitat use in the Cantabrian Mountains. *Gibier Faune Sauvage, Game Wildlife*, 15(4): 331-338.
- JUNQUERA, S. 1984. Pêche de lánchois (*Engraulis encrasicolus*) dans le Golfe de Gascogne et sur le littoral atlantique de Galice depuis 1920. Variations quantitatives. *Rev. Trav. Inst. Pches. Marit.*, 48: 144-157.
- KAHL, M. P. 1975. Distribution and number - a summary. In, J. Kear & N. Duplaix-Hall (Eds.): *Flamingos*, pp. 93-102. T & A D Poyser. Berkhamsted.
- KALAS, J. & BYRKJEDAL, I. 1984. Breeding chronology and mating system of the Eurasian Dotterel (*Charadrius morinellus*). *Auk*, 101: 838-847.
- KAYSER, Y., DIDNER, E., DIETRICH, L. & HAFNER, H. 1996. Nouveau cas de reproduction de l'Ibis falcinelle *Plegadis falcinellus* en Camargue en 1996.
- KELLER, V., ZBINDEN, N., SCHMID, H. & VOLET, B. 2001. *Liste Rouge des oiseaux nicheurs menacés de Suisse*. Edit. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne et Station ornithologique suisse, Sempach.
- KELSEY, M. G. 1992. Conservation of migrants on their wintering grounds: an overview. *Ibis*, 134: 109-112.
- KING, J. & VICENS, P. 1993. *Netta rufina*. Regístres ornitològic. *Anuari Ornitològic de les Balears 1992*, 7: 81.
- KLAUS, S. 1985. Predation among capercaillie in a reserve in Thuringia. *Proc. Int. Symp. Grouse.*, 3: 334-346.
- KLAUS, S. & BERGMANN, H. H. 1994. Distribution, status and limiting factors of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Central Europe, particularly in Germany, including an evaluation of reintroductions. *Game & Wildlife*, 11: 57-80.
- KOENIG, A. 1890. Ornithologische Forschungsergebnisse einer Reise nach Madeira und den Canarischen Inseln. *J. Orn.*, 38: 257-488.
- KOKS, B. J., VAN SCHARENBERG, K. W. M. & VISSER E. G. 2002. Grauwe kiekendieven *Circus pygargus* in Nederland: balanceren tussen hoop en vrees. *Limosa*, 74: 121-136.
- KORPIMÄKI, E. 1981. On the ecology and biology of Tengmalm's owl (*Aegolius funereus*) in Southern Ostrobothnia and Suomenselkä, western Finland. *Acta Universitatis Ouluensis. Series A. Scientiae Rerum Naturalium*, 118: 1-84.
- KORPIMÄKI, E. 1987. Clutch size, breeding success and brood size experiments in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*: a test of hypotheses. *Ornis Scandinavica*, 18: 277-284.
- KOVACS-ZSOLT, G. & KAPOCSI, I. 2001. Population trends and conservation of spoonbills in the Hortobágy National Park, Hungary. En, *Wetlands Management and conservation of spoonbills and other waterbirds. Proceedings of the 3th Eurosite Spoonbill Network*, pp. 24-27. Huelva. España.
- KREN, J. 2000. *Birds of the Czech Republic*. Ed. Christopher Helm. A & C Black. London.
- KRIŠTÍN, A. 1995. Why the Lesser Grey Shrike survives in Slovakia: Food and habitat preferences and breeding biology. *Folia Zoologica*, 44: 325-334.
- KRIŠTÍN, A., HOI, H., VALERA, F., HOI, C. 2000. Breeding biology and breeding success of the Lesser Gray Shirke *Lanius minor* in a stable and dense population. *Ibis*, 142: 305-311.
- KRIŠTÍN, A. & LEFRANC, N. 1997. Lesser Grey Shrike *Lanius minor*. En, W. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance*, pp. 662-663. T & A. D. Poyser. Londres.
- KRIVENCO, V. 1994. Red-crested Pochard *Netta rufina*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe. Their conservation status*, pp.128-129. BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 3. Cambridge.
- KURKI, S., HELLE, P., LINDÉN, H. & NIKULA, A. 1997. Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales. *Oikos*, 79: 301-310.
- LACK, D. & SOUTHERN, H. N. 1949. Birds on Tenerife. *Ibis*, 91: 607-626.
- LACOMBA, J. I., SAHUQUILLO, M. & YUSTE, M. 1998. Prácticas de gestión en la conservación de la Marjal dels Moros (Valencia-España). Valoración y exposición de resultados. *Humedales Mediterráneos SEHUMED*, 1: 67-74.
- LAMBERTINI, M. 1996. International Action plan for Audouin's Gull (*Larus audouinii*). En, B. Heredia, L. Rose, & M. Painter (Eds.): *Globally Threatened Birds in Europe*, pp. 289-301. Council of Europe. Strasbourg.
- LANE, S. J., ALONSO, J. C. & MARTÍN, C. A. 2001. Habitat preferences of great bustard *Otis tarda* flocks in the arable steppes of central Spain: are potentially suitable areas unoccupied?. *Journal of Applied Ecology*, 38: 193-203.
- LANIUS, ITSAS ENARA & HONTZA 1995. Los pícidos en la CAPV. Informe inédito.
- LANZADERA, A. 1994. Censos de aves marinas entre las islas de Tenerife y La Gomera (1993). Informe inédito. Memoria de Licenciatura. Dpto. de Biología Animal (Zoología). Universidad de La Laguna.
- LE FLOCH, P. 1989. Sheep grazing experimentation on coastal vegetation in Cap-Sizun Reserve. En, E. Bignal & D. J. Curtis (Eds.): *Choughs and Land use in Europe*. Scottish Chough study Group. Argyll.
- LE MAO, P. & YESOU, P. 1993. The annual cycle of Balearic shearwaters and western Mediterranean Yellow-legged gulls: some ecological considerations. En, J. S. Aguilar, X. Monbailliu & A. M. Paterson (Eds.): *Estatus y conservación de aves marinas*, pp. 135-145. SEO/BirdLife y MEDMÁRAVIS. Madrid.
- LEBEDEVA, E. A. 1998. Waders in agricultural habitats of European Russia. En, H. Hötker, E. Lebedeva, P. S. Tomkovich, J. Gromadzka, N. C. Davidson, J. Evans, D. A. Stroud & R. B. West (Eds.): *Migration and international conservation of waders: Research and conservation on North Asian, African and European flyways. International Wader Studies*, 10: 315-324.
- LEBRERO, F. & DE ANDRÉS, F. 1991. Caracterización de las comunidades orníticas de las Lagunas de Cádiz en un ciclo anual. En, Martos & Fernández-Palacios (Coords.): *Plan Rector de Uso y Gestión de las Reservas Naturales de las Lagunas de Cádiz*, pp. 73-96. Agencia de Medio Ambiente.
- LECONTE, M. 1999. Pic à dos blanc *Dendrocoptes leucotos* in Rocamora. En, G. Yeatman-Berthelot & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, Société d'Études Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- LEFRANC, N. 1993. Les Pies-Grièches d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient. Delachaux et Niestlé. Paris.
- LEFRANC, N. 1997. Shrikes and the farmed landscape in France. En, D. J. Pain & M. W. Pienkowski (Eds.): *Farming and birds in Europe: the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*, pp. 236-268. Academic Press. Londres.

- LEFRANC, N. & WORFOLK, T. 1997. *Srikes. A Guide to the Srikes of the World*. Pica Press. Sussex.
- LEKUONA, J. M. & ARTAZCOZ, A. 2001. Censo de aves acuáticas nidificantes en las zonas húmedas de Navarra. Año 1999. *Anuario Ornitológico de Navarra 1999*, 6: 42-48.
- LEKUONA, J. M. & ARTAZCOZ, A. 2002 (en prensa). Censo de aves acuáticas nidificantes en las zonas húmedas de Navarra. Año 2000. *Anuario Ornitológico de Navarra 2000*, 7: 000:000.
- LEMMETYIENEN, R. 1987. Sininarhen pesismiologiaa Suomessa tutkimus vuodelta 1787. *Luonon Tutkija*, 91: 158-160.
- LENGUAS, J. M. & LAFUENTE, I. 1996. Charrán Común *Sterna hirundo*. *Ardeola*, 43(2): 252.
- LENGUAS, J. M. & LAFUENTE, I. 1997. Charrán Común *Sterna hirundo*. *Ardeola*, 44(2): 256.
- LEÓN, J. M. 2001. Modelización del comportamiento hidrogeológico-hidráulico, y el estudio del balance hídrico y de la calidad de las aguas en zonas húmedas de importancia para la conservación del Avetoro en Navarra. Informe inédito para el Gobierno Foral de Navarra.
- LEÓN, P. 1994. Pato Colorado *Netta rufina*. Listado de observaciones. *Rocín. Anuario Ornitológico de Aragón 1991-1992*: 31.
- LEOPOLD, M. F., VAN LEEUWEN, P. W., HORN, H. & CAMPHUYSEN, C. J. 2000. Great Northern Diver *Gavia immer* eats small fish: a drowned bird reveals mysteries. *Limosa*, 73: 135-143.
- LESCOURRET, F., BIRKAN, M. & NOVOA, C. 1987. Aspects particuliers de la morphologie de la perdrix grise des Pyrénées et comparaison avec la perdrix grise de Beauce, apparentée a Perdix perdix. *Gibier Faune Sauvage*, 4: 49-66.
- LESCOURRET, F. & CATUSSE, M. 1987. Que sait-on aujourd'hui sur la perdrix grise des Pyrénées. *Bulletin Mensuel Office National de la Chasse*, 116: 30-37.
- LESCOURRET, F. & GENARD, M. 1982. Première nidification prouvée du Pluvier guignard (*Eudromias morinellus*) dans les Pyrénées françaises. *L'Oiseau et RFO*, 52: 367.
- LEVEQUE, R. 1957. Una visita a la laguna de Fuentepiedra (Málaga). *Ardeola*, 6: 344-347.
- LIBOIS, R. 1997. Kingfisher. En, W. J. M. Hagemeier & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their distribution and abundance*. T & A. D. Poyser. Londres.
- LINDSTRÖM, E. R., ANDRÉN, H., ANGELSTAM, P., CEDERLUND, G., HÖRNFELDT, B., JÄDERBERG, L., LEMNELL, P. A., MARTINSSON, B., SKÖLD, K. & SWENSON, J. E. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. *Ecology*, 75: 1042-1049.
- LIVEZEY, B. C. 1996. A phylogenetic analysis of modern pochards (Anatidae: Aythyini). *Auk*, 113: 74-93.
- LLAMAS, O. & LUCIO, A. J. 1988. Datos preliminares sobre las poblaciones de Perdiz Pardilla y Perdiz Roja en la Reserva Nacional de Caza de Riaño (León). *Boletín del Instituto de Estudios Almerienses. Homenaje a Antonio Cano*: 343-363.
- LLANDRES, C. & URDIALES, C. 1990. *Las aves de Doñana*. Lynx Edicions. Barcelona.
- LLIMONA, F. & DEL HOYO, J. 1992. En, J. del Hoyo, A. Elliott & J. Sargatal (Eds.): *Handbook of the Birds of the World. Vol.1. Ostrich to Ducks*. Lynx Edicions. Barcelona.
- LLOYD, C. S., TASKER, M. L. & PARTRIDGE, K. E. 1991. *The status of sea-birds in Britain and Ireland*. T & A. D. Poyser. London.
- LOCKEY, R. M. 1952. Notes on the birds of the Berlengas (Portugal), the Desertas and Baixo (Madeira) and the Salvages. *Ibis*, 94: 144-157.
- LOIDI, J. & BASCONES, J. C. 1992. *Memoria de las series de vegetación de Navarra*. Gobierno de Navarra.
- LÓPEZ, A. 1991. Algunos aspectos de la evolución de la caza en España. *Agricultura y sociedad*, 58: 13-51.
- LÓPEZ, A. & MUNDKUR, T. (Eds.) 1997. *The Asian Waterfowl Census 1994-1996. Results of the coordinated Waterbird Census and an Overview of the Status of Wetlands in Asia*. Wetlands International. Kuala Lumpur.
- LÓPEZ, A., SÁNCHEZ, J. M., VALLEJO, J. R. & PÉREZ-BOTE, J. L. 1993. Situación de la avifauna acuática nidificante en el Embalse de Orellana (primavera-verano, 1990). *Alytes*, 6: 269-277.
- LÓPEZ, G. 1983. Datos sobre la nidificación del Alzacola (*Cercotrichas galactotes*). *Alytes* 1: 373-392.
- LÓPEZ, G. 1989. Variación de la colocación y orientación del nido del Alzacola (*Cercotrichas galactotes*) en dos especies de árboles. *Doñana Acta Vertebrata*, 16: 57-67.
- LÓPEZ, G. & GIL-DELGADO, J. A. 1997. Zarcero Pálido *Hippolais pallida*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 404-405. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- LÓPEZ, G. & GIL-DELGADO, J. A. 1988. Aspects of the breeding ecology of Rufous Bush Robins *Cercotrichas galactotes* in southeast Spain. *Bird Study*, 35: 85-89.
- LÓPEZ, G. & MONRÓS, J. S. 2002. Estudio sobre el efecto del plan de gestión del carrizo sobre la avifauna del carrizal en el Parque Natural de El Hondo. Informe inédito. Universidad de Alicante.
- LÓPEZ, J. 1993. Carreteras que constituyen puntos negros para vertebrados. Criterios de valoración y puntos negros catalogados hasta el momento. En, F. Ruza (Ed): *II Simposio nacional sobre carreteras y medio ambiente*. Asociación Técnica de Carreteras y MOPT.
- LÓPEZ, Z. & GUITIÁN, J. (Coords.) 1983. *Atlas provisional de los vertebrados terrestres de Galicia (años 1970-1979). Parte II. Aves nidificantes*. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- LÓPEZ ÁVILA, P. & HIDALGO DE TRUCIOS, S. 1998. Revisión del status del Sisón: evolución en Extremadura. En, Junta de Extremadura (Ed.): *Conservación de la naturaleza y los espacios protegidos de Extremadura*, pp. 115-121. Jornadas "Los Espacios protegidos, espacios a proteger". Junta de Extremadura.
- LÓPEZ-BEIRÁS, Z. & GUITIÁN, J. 1983. *Atlas provisional de los vertebrados terrestres de Galicia. Años 1970-79. Parte II: Aves nidificantes*. Monografías de la Universidad de Santiago de Compostela.
- LÓPEZ HUERTAS, D. & DÁVILA BELINCHÓN, E. 2000. Pato Colorado (*Netta rufina*). Lista sistemática 1999. En, A. Bermejo, J. de la Puente & J. Seoane (Ed.): *Anuario Ornitológico de Madrid 1999*, pp. 185. SEO-Monticola. Madrid.
- LÓPEZ-JURADO, C. (Ed.) 1995. *Anuari Ornitològic de les Balears 1994, Vol. IX*. GOB. Palma de Mallorca.
- LÓPEZ-JURADO, C. (Ed.) 1997. *Anuari ornitològic de les Balears 1996, Vol. XI*. GOB. Palma de Mallorca.
- LÓPEZ-JURADO, C. (Ed.) 2001. *Anuario Ornitològic de les Balears 2000, Vol. XV*. GOB. Palma de Mallorca.
- LÓPEZ-JURADO, C., JAUME, J., KING, J., MESTRE, T. & REBASSA, J. M. 1993. Contribució a l'estudi de les colònies de virot (*Calonectris diomedea*) i noneta (*Hydrobates pelagicus*) de l'arxipèlag de Cabrera. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 7: 29-38.
- LÓPEZ-JURADO, L. F. & MATEO, J. A. 1996. Evidence of venom in the Canarian shrew (*Crocidura canariensis*): immobilizing effects on the Atlantic lizard (*Gallotia atlantica*). *J. Zool. Lond.*, 239: 394-395.
- LÓPEZ-JURADO, L. F. & MATEO, J. A. 1997. La predación de *Crocidura canariensis* sobre *Gallotia atlantica*. *Bol. Asoc. Herpetol. Esp.*, 8: 16-17.
- LÓPEZ PARDO, J. 1971. Datos sobre un posible nido de *Lanius minor* en Huesca. *Ardeola*, 15: 153.
- LÓPEZ REDONDO, J., ALCOBENDAS, G., CORRALECHE, L., DOMÍNGUEZ, C., GÓMEZ, M., LÓPEZ SEPTIEM, J. A., MARTÍNEZ, F., MORENO, F., PONTÓN, O., ROVIRALTA, F., RUIZ, J., TAJUELO, F. J. & TELLO, J. (en prensa). Censo de la población reproductora de Milano Real (*Milvus milvus*) en Madrid. 2001. *Boletín S.C.V.*, 00: 000-000.
- LÓPEZ-SEOANE, V. 1861. Catálogo de las aves observadas en Andalucía. *Revista de los Progresos de las Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 1-62.
- LÓPEZ-VEIGA, E. C. 1978. Parámetros poblacionales de la sardina (*Sardina pilchardus*) de Galicia. *Inv. Pesq.*, 42: 335-339.
- LORENTE, G. A. & RUIZ, X. 1985. Datos sobre la reproducción del Pato Colorado *Netta rufina* (Palas, 1773) en el Delta del Ebro. *Misc. Zool.*, 9: 315-323.
- LORENTE, L. 1993. La Perdiz nival (*Lagopus mutus*) y el Urogallo (*Tetrao urogallus*) en el Pirineo occidental aragonés. Informe inédito para el Departamento de Agricultura y Medio Ambiente de la Diputación General de Aragón.
- LORENTE, L., CHELIZ, G., GIL, J. A., SANCHEZ, J. M., VICENTE, P. & NAVASCUES, I. 1999. Revisión del estatus del pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) en la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) de Los Valles (Huesca). Informe inédito para el Departamento de Medio Ambiente. Diputación General de Aragón.
- LORENTE, L., CHELIZ, G., GIL, J. A., SANCHEZ, J. M., VICENTE, P. & NAVASCUES, I. 2002. Revisión del estatus del Pico Dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) en la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) de Los Valles (Huesca). Informe inédito para el Departamento de Medio Ambiente. Diputación General de Aragón.
- LORENTE, L., DÍEZ, O., GIL, J. A. & BÁGUENA, G. 1998. *Aegolius funereus*. En, F. J. Sarnipietro, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral

- (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 212. Diputación General de Aragón e IberCaja. Zaragoza.
- LORENTE, L., GIL, J. A., BAGUENA, G. & DíEZ, O. 1998. Perdiz Pardilla. En, F. J. Sampietro, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp: 144-145. Diputación General de Aragón e IberCaja. Zaragoza. Ibercaja. Gobierno de Aragón.
- LORENTE, L., GIL, J.A., DíEZ, O. & BAGUENA, G. 2000. Lagópodo Alpino. En, F. J. Sampietro, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp.136-137. Diputación General de Aragón e IberCaja. Zaragoza.
- LORENZO, J. A. 1993a. A case of three clutches in the same nest by the same pair of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus*. *Wader Study Group Bulletin*, 71: 25-26.
- LORENZO, J. A. 1993b. *Apus caffer*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 40(1): 99.
- LORENZO, J. A. 1995. Estudio preliminar sobre la mortalidad de aves por tendidos eléctricos en la isla de Fuerteventura (Islas Canarias). *Ecología*, 9: 403-407.
- LORENZO, J. A., ALONSO, J. R., BARONE, R. & GONZÁLEZ, C. 2002. Atlas de las aves nidificantes en la isla de La Palma. Informe inédito. Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife.
- LORENZO, J. A., ALONSO, J. R., BARONE, R. & GONZÁLEZ, C. 2003. Atlas de las aves nidificantes en la isla de Lanzarote. Informe inédito. Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife.
- LORENZO, J. A., BARONE, R., ALONSO, J. R. & GONZÁLEZ, C. 2003. Atlas de las aves nidificantes en la isla de Fuerteventura. Informe inédito. Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife.
- LORENZO, J. A., BARONE, R. & GONZÁLEZ, C. 2002. Atlas de las aves nidificantes en la isla de Gran Canaria. Informe inédito. Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife.
- LORENZO, J. A. & EMERSON, K. W. 1995. Recent information on the distribution and status of the breeding population of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* in the Canary Islands. *Wader Study Group Bulletin*, 76: 43-46.
- LORENZO, J. A. & EMERSON, K. W. 2001. Situación actual de la Terrera Marismaña (*Calandrella rufescens*) en Tenerife: distribución, abundancia, factores de amenaza y propuestas de conservación. Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife. Informe inédito.
- LORENZO, J. A. & GONZÁLEZ, J. 1993a. Datos sobre la biología del Chorlitejo Patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en la última población nidificante en la isla de Tenerife con vistas a su futura protección y conservación. *Alytes*, 6: 199-219.
- LORENZO, J. A. & GONZÁLEZ, J. 1993b. *Las Aves de El Médano (Tenerife - Islas Canarias)*. ATAN (Asociación Tinerfeña de Amigos de la Naturaleza). Santa Cruz de Tenerife.
- LORENZO, J. A. & GONZÁLEZ, C. 2001a. Actuaciones para la conservación de la Terrera Marismaña *Calandrella rufescens*: seguimiento de la población, éxito reproductor y amenazas. Memoria final. Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife. Informe inédito.
- LORENZO, J. A. & GONZÁLEZ, C. 2001b. Plan de cría en cautividad de la Terrera Marismaña *Calandrella rufescens*. Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife. Informe inédito.
- LORENZO, J. A., HERNÁNDEZ, M. A., DE LEÓN, L. & PUERTA, N. 2001. Detección y reducción de los factores de amenaza para la conservación de aves migratorias y amenazadas en los llanos de Los Rodeos en la isla de Tenerife. Memoria final. Delegación Territorial de Canarias de SEO/BirdLife. Informe inédito.
- LORENZO, J. A., LINARES, R. & ABREU, N. J. 1998. Mortalidad de aves por tendidos eléctricos en la isla de Lanzarote, islas Canarias. *Vieraea*, 26: 1-10.
- LORENZO, J. A., NOGALES, M. & MARTÍN, A.. 1998. Situación actual y problemas de conservación de la hubara canaria. *Quercus*, 150: 16-20.
- LORENZO, J. A., PALACIOS, C. J., EMMERSON, K. W. & GONZÁLEZ, C. 2000. La Cerceta Pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) en la isla de Fuerteventura: situación actual y propuestas de conservación. Delegación Territorial de Canarias de SEO/Bird Life. Informe inédito.
- LORENZO, M. & DE SOUZA, J. A. 2002. Aves acuáticas y zonas húmedas en Galicia. Análisis de los censos de enero 1987-1999. Informe inédito para la Consellería de Medio Ambiente de la Xunta de Galicia.
- LOSKOT, V. M. 1983. Life history of the eastern Black-eared Wheatear *Oenanthe hispanica melanoleuca* (Güid), in the U.S.S.R. *Acad. Sci. U.S.S.R.*, 116: 79-107.
- LOVEGROVE, R. 1971. B.O.U. supported expedition to northeast Canary Islands. *Ibis*, 6(5): 185-207.
- LOWE, K.W. 1983. Egg size, clutch size and breeding success of the Glossy Ibis *Plegadis falcinellus*. *Emu*, 83: 31-34.
- LUCIENTES, J. 1977. Breves notas sobre *Anatidae* en Aragón. *Ardeola*, 23: 223- 226.
- LUCIO, A. 1991. Selección de hábitat de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en matorrales supramediterráneos del NW de la cuenca del Duero. Aplicaciones para la gestión del hábitat cinegético. *Ecología*, 5: 337-353.
- LUCIO, A. 1997. Perdiz Roja *Alectoris rufa*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 142-143. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- LUCIO, A. & PURROY, F. J. 1990. La población de avutardas de la provincia de León. En, J. C. Alonso, J. A. Alonso (Eds.): *Parámetros demográficos, selección de hábitat y distribución de la Avutarda (Otis tarda) en tres regiones españolas*, pp. 53-58. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- LUCIO, A. & PURROY, F. J. 1992a. Caza y conservación de aves en España. *Ardeola*, 39(2): 85-89.
- LUCIO, A. & PURROY, F. J. 1992b. Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*) habitat selection in northern Spain. *Gibier Faune Sauvage*, 9: 417-429.
- LUCIO, A., PURROY, F. J. & SÁENZ DE BURUAGA, M. 1992. *La Perdiz Pardilla en España*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- LUCIO, A., PURROY, F. J., SÁENZ DE BURUAGA, M. & LLAMAS, O. 1996. Consecuencias del abandono agroganadero en áreas de montaña para la conservación y aprovechamiento cinegético de las perdices roja y pardilla en España. Actas do II Congreso Ibérico de Ciencias Cinegéticas. *Revista Florestal*, 9(1): 305-318.
- LUDWINS, J. D. & WÜBBENHORST, J. 2000. Beobachtungen zu den Brutvögeln auf der Kanarischen Insel La Palma im Frühjahr 1988 und 1999. *Seevögel*, 21(3): 81-90.
- MACHADO, A. 1985. New data concerning the Hierro Giant Lizard and the Lizard of Salmor (Canary Islands). *Bonn. zool. Beitr.* 36(3-4): 429-470.
- MADGE, S. & BURN, H. 1988. *Wildfowl*. Christopher Helm. Londres.
- MADROÑO, M., PALACIOS, C. J., & DE JUANA, E. 1992. La migración de la Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*) a través de la España peninsular. *Ardeola*, 39(1): 9-13.
- MAGDALENO, G. 1993. Algunos aspectos biológicos del Alcaudón común (*Lanius senator*) en Sierra Morena central. Tesis de Licenciatura. Universidad de Jaén.
- MAGNE DE MAROLLES. 1788. Chasse des bisets en plaine avec le fusil. En, *La chasse au fusil*. Facsimil 1982. Pygmalion. Paris.
- MAGNIN G. & YARAR, M. 1997. *Important Bird Area in Turkey*. Dogal Hayati Koruma Dernegi. Istanbul.
- MALUQUER, J. & PONS, J. R. 1961. La avifauna de la Isla de Buda en primavera-verano de 1961. *Ardeola*, 7: 79-111.
- MALUQUER, S. 1971. Las avifauna del Delta del Ebro en primavera-verano. *Ardeola*, 1971: 386-395.
- MALUQUER, S. & PONS, J. R. 1961. La avifauna de la isla de Buda en primavera-verano de 1961. *Ardeola*, 7: 79-111.
- MALVAUD, F. 1995. L'Oedicnème criard *Burbinus oedicnemus* en France: répartition et effectifs. *Ornithos*, 2: 77-81.
- MALVAUD, F. 1999. Oedicnème criard *Burbinus oedicnemus*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et a surveiller en France*, pp. 290-291. Société d'Études Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- MAMMEN, U. 2000. Bestandsabnahme beim Rotmilan *Milvus milvus* von 1994 bis 1997 in Deutschland. *Ornithologische Mitteilungen*, 52: 4-13.
- MAMMEN, U. & OPITZ, H. 2000. *Vogel des Jahres 2000: der Rotmilan*. Nabu. Bonn.
- MANRIQUE, J. 1993. *Las aves de Almería*. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación Provincial de Almería. Almería.
- MANRIQUE, J. 1996. Corología y ecogeografía de las aves nidificantes en la provincia de Almería (SE ibérico). Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- MANRIQUE, J. 1997. Corología y ecogeografía de las aves nidificantes en la provincia de Almería (SE Ibérico). Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- MANRIQUE, J. & DE JUANA, E. 1991. Land-use changes and the conservation of dry grassland birds in Spain: a case study of Almería province. En, P. D. Goriup, L. A. Batten & J. A. Norton (Eds.): *The conserva-*

- tion of lowland dry grassland birds in Europe, pp. 49-58. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.
- MANRIQUE, J. & YANES, M. 1999. Distribución y abundancia en Andalucía oriental y Murcia. En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 95-100. Colección Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MÁÑEZ, M. 1991a. Estado actual en el Parque Nacional de Doñana de las especies de aves incluidas en la Lista Roja de los Vertebrados de España dentro de las categorías "En peligro" y "Vulnerable". *Actas de las I Jornadas sobre Zonas Húmedas Andaluzas. Fuente de Piedra, abril 1990*, pp. 41-49. Andaluz, Fundación Bios y Finca el Retiro. Málaga.
- MÁÑEZ, M. 1991b. Sobre la reproducción del flamenco (*Phoenicopterus ruber roseus*) en las Marismas del Guadalquivir (SW de España), con especial referencia al año 1988. En, *Reunión técnica sobre la situación y problemática del flamenco rosa (Phoenicopterus ruber roseus) en el Mediterráneo Occidental y África Noroccidental*, 111-117. Agencia de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MÁÑEZ, M. 1997. Fumarel Común, *Chlidonias niger*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 44: 256.
- MÁÑEZ, M. 2001a. Elanio Común *Elanus caeruleus*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp.111-112. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MÁÑEZ, M. 2001b. Águila Real *Aquila chrysaetos*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp. 127-128. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MÁÑEZ, M. 2001c. Cigüeña Negra *Ciconia nigra*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp. 94-95. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MÁÑEZ, M. 2001d. Espátula Común *Platalea leucorodia*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp. 79-98. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MÁÑEZ, M. & FERNÁNDEZ-PARREÑO, F. 2001. Aguilucho cenizo *Circus pygargus*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MÁÑEZ, M., GARCÍA, L., GARRIDO, H. & JUSTO JIMÉNEZ, F. 1999. Distribución y abundancia en Andalucía occidental. En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 101-108. Colección técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MÁÑEZ, M. & GARRIDO, H. 1996. *La Cigüeña Negra en las marismas del Guadalquivir (Andalucía), España*. II Conferencia Internacional sobre la Cigüeña Negra. II Conferencia Internacional sobre la Cigüeña Negra, marzo 1996. ADENEX. Trujillo.
- MÁÑEZ, M. & P.N.D. 1997. Cerceta Carretona *Anas querquedula*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 44(2): 247.
- MAÑOSA, S. 2001. Esparver d'espattes negres *Elanus caeruleus*. *Anuari d'ornitologia de Catalunya*. 1998: 87.
- MAÑOSA, S. 2002. *The conflict between gamebird hunting and raptors in Europe*. Unpublished report to REGHAB Project. European Commission.
- MAÑOSA, S., ESTRADA, J., FOLCH, A., ORTA, J., GONZÁLEZ-PRAT, F. & BONFIL, J. 1996. Bird-habitat relationships in the Catalan steppes. En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las Aves Esteparias y su Hábitat*, pp. 153-160. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- MAÑOSA, S. & REAL, J. 2001. Potential negative effects of collisions with transmission lines on a Bonelli's Eagle population. *Journal of Raptor Research*, 35(3): 247-252.
- MAÑOSA, S., REAL, J. & CODINA, J. 1998. Selection of settlement areas by juvenile Bonelli's Eagle in Catalonia. *J. Raptor Res.*, 32(3): 208-214.
- MAPA 1981. *Anuario de Estadística Agraria 1980*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- MAPYA 2001a. *Avance de superficies y producciones agrarias, año 2000*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- MAPYA 2001b. *Estadísticas agrarias 1990-2000*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid.
- MARCHANT, J. H & HYDE, P. A. 1980. Aspects of the distribution of riparian birds in Britain and Ireland. *Bird Study*, 27: 183-202.
- MARCO, J. & GORTÁZAR, C. 2000. Situación actual de la Perdiz Pardilla y del Corzo en el Parque Natural del Moncayo. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente, Diputación General de Aragón.
- MARCSTRÖM, V., KENWARD, R. E. & ENGREN, E. 1988. The impact of predation on boreal tetraonids during vole cycles: An experimental study. *Journal of Animal Ecology*, 57: 859-872.
- MARGALIDA, A. & BERTRAN, J. 2000a. Breeding behaviour of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*): minimal sexual differences in parental activities. *Ibis*, 142: 225-234.
- MARGALIDA, A. & BERTRAN, J. 2000b. Nest-building behaviour of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*). *Ardea*, 88: 259-264.
- MARGALIDA, A., BERTRAN, J., HEREDIA, R., BOUDET, J. & PELAYO, R. 2001. Preliminary results of the diet of Bearded Vultures (*Gypaetus barbatus*) during the nestling period and applications in conservation and management measures. En, A. Sakoulis, M. Probonas & S. Xirouchakis (Eds.): *Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop*, pp. 59-62. Irakleio, Crete, Greece.
- MARGALIDA, A. & GARCÍA, D. 1999. Nest use, interspecific relationships and competition for nests in the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in the Pyrenees: influence on breeding success. *Bird Study*, 46: 224-229.
- MARGALIDA, A., GARCÍA, D., BERTRAN, J. & HEREDIA, R. (en prensa). Breeding biology and success of the Bearded Vulture (*Gypaetus barbatus*) in eastern Pyrenees. *Ibis*, 145: 000-000.
- MARINÉ, R., BONADA, A. & SAAVEDRA, D. 2002. Cens de la població de mussol pirinenc (*Aegolius funereus*) a Catalunya. Informe inédito para el Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- MARINÉ, R. & DALMAU, J. 2000a. Uso del hábitat por el Mochuelo Boreal *Aegolius funereus* en Andorra (Pirineo oriental) durante el periodo reproductor. *Ardeola*, 47(1): 29-36.
- MARINÉ, R. & DALMAU, J. 2000b. El mussol pirinenc: un argument per conservar el medi subalpí. *Aigüerola*, 10.
- MARINÉ, R. & DALMAU, J. 2001. Estudi sobre la població catalana de mussol pirinenc. Informe inédito para el Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- MARION, L. 2001. Evolution of the population nicheuse française de spatules blanches 1973-1999. En, *Wetlands Management and conservation of spoonbills and other waterbirds. Proceedings of the 3th Eurosite Spoonbill Network*, pp. 15. Huelva. España.
- MARION, L. 2002. Recent trends of the breeding population of Spoonbills in France. En, *Wetlands Management for spoonbills and associated waterbirds. Proceedings of the 4th Eurosite Spoonbill Network*. Texel. Países Bajos.
- MARION, L. & MARION, P. 1982. La Spatule Blanche (*Platalea leucorodia* L.) niche au Lac de Grand-Lieu. *Alanda*, 50(4): 241-249.
- MARKS, J. S., CANNINGS, R. J. & MIKKOLA, H. 1999. Family Strigidae (Typical Owls). En, J. del Hoyo, A. Elliott & J. Sargatal (Eds.): *Handbook of the Birds of the World. Vol. 5. Barn-owls to Hummingbirds*, pp. 76-242. Lynx Edicions, Barcelona.
- MARRS, R. H., SNOW, C. S. R., OWEN, K. M. & EVANS, C. E. 1998. Heathland and acid grassland creation on arable soils at Minsmere: identification of potential problems and a test of cropping to impoverish soils. *Biological Conservation*, 85: 69-82.
- MARTÍ, J. F., MARTINEZ-VILALTA, A. & FOUQUES, V. 1996. Notes Faunísticas: *Panurus biarmicus*. *Butll. Parc Natural Delta de l'Ebre*, 9: 41.
- MARTÍ, R. 1988. *Anas querquedula*. Notes Faunísticas. *Butll. Parc Natural Delta de l'Ebre*, 3: 44.
- MARTÍ, R. 1990. El Zampullín Cuellinegro, *Podiceps nigricollis*, en el Embalse de Santillana (Madrid). *Ecología*, 4: 235-237.
- MARTÍ, R. 2001. Tarro blanco *Tadorna tadorna*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp.103. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MARTÍ, R. & DEL MORAL, J. C. (Eds.) 2002. *La invernada de aves acuáticas en España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SEO/BirdLife. Ed. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MARTÍ, R. & DEL MORAL, J.C. (Eds.) 2003. *Atlas de las aves reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza- Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- MARTÍ, R., DÍAZ, M., GÓMEZ-MANZANEQUE, A. & SÁNCHEZ, A. (Coords.) 1994. *Atlas de las Aves Nidificantes en Madrid*. Sociedad Española de Ornitología y Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid. Madrid.
- MARTÍ, R. & MOLINA, B. 1997. Porrón Pardo *Aythya nyroca*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 84-85. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- MARTÍ, R. & RUIZ, A. 2001. La Pardela Balear, ave del año 2001. *La Garri-lla*, 110: 15-17.

- MARTÍ, R. & SÁNCHEZ, A. 1997. Zampullín Cuellinegro (*Podiceps nigricollis*). En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- MARTÍN, A. 1979. *Contribución al estudio de la avifauna Canaria: La biología del Pinzón Azul del Teide* (Fringilla teydea teydea Moquin-Tandon). Tesina de Licenciatura. Universidad de La Laguna. La Laguna.
- MARTÍN, A. 1985a. Atlas de las aves nidificantes en la isla de Tenerife (Islas Canarias). Tesis Doctoral. Universidad de La Laguna.
- MARTÍN, A. 1985b. Première observation du Pigeon Trocaz (*Columba trocaz bollii*) à l'Île de Hierro (les Canaries). *Alauda*, 53(2): 137-140.
- MARTÍN, A. 1987. *Atlas de las aves nidificantes en la isla de Tenerife*. Instituto de Estudios Canarios. Monografía 32. Tenerife.
- MARTÍN, A. 1990. *Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Canarias*. Caja Canarias. Santa Cruz de Tenerife.
- MARTÍN, A., BACALLADO, J. J., EMMERSON, K. W. & BÁEZ, M. 1984. Contribución al estudio de la avifauna Canaria: La biología del Pinzón Azul del Teide (*Fringilla teydea teydea* Moquin-Tandon). Actas II Reunión Iberoamer. *Cons. Zool. Vert.*: 130-139.
- MARTÍN, A., DELGADO, G., NOGALES, M., QUILIS, V., TRUJILLO, O., HERNÁNDEZ, E., & SANTANA, F. 1989. Premières données sur la nidification du Puffin des Anglais (*Puffinus puffinus*), du Pétrel-frégate (*Pelagodroma marina*) et de la Sterne de Dougall (*Sterna dougallii*) aux îles Canaries. *L'Oiseau et R.F.O.*, 59: 73-83.
- MARTÍN, A. & HERNÁNDEZ, E. 1985. Importante colonia de aves marinas en los Roques de Salmor (Isla de El Hierro, Canarias). *Ardeola*, 32(1): 123-127.
- MARTÍN, A., HERNÁNDEZ, E., DELGADO, G. & QUILIS, V. 1984. Nidificación del Paiño de Madeira *Oceanodroma castro* (Harcourt, 1851) en las Islas Canarias. *Doñana, Acta Vertebrata*, 11(2): 337-341.
- MARTÍN, A., HERNÁNDEZ, M. A., LORENZO, J. A., NOGALES, M. 1996. Estudio sobre la distribución y estado de las poblaciones de las palomas Turqué (*Columba bollii*) y Rabiache (*Columba junoniae*) en Tenerife, con especial referencia a la comarca Tacoronte-Santa Úrsula. Informe inédito. Universidad de La Laguna.
- MARTÍN, A., HERNÁNDEZ, M. A., LORENZO, J. A., NOGALES, M. & GONZÁLEZ, C. 2000. *Las palomas endémicas de Canarias*. Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente, Gobierno de Canarias y SEO/BirdLife. Santa Cruz de Tenerife.
- MARTÍN, A., HERNÁNDEZ, E., NOGALES, M. 1995. Estudio sobre el éxito reproductor de las palomas de la laurisilva (*Columba bollii* y *C. junoniae*) en la isla de Tenerife. Informe inédito. Universidad de La Laguna.
- MARTÍN, A., HERNÁNDEZ, E., NOGALES, M., QUILIS, V., TRUJILLO, O. & DELGADO, G. 1990. *Libro Rojo de los vertebrados terrestres de Canarias*. Caja General de Ahorros de Canarias. Santa Cruz de Tenerife.
- MARTÍN, A., HERNÁNDEZ, M. A. & RODRÍGUEZ, F. 1993. Première nidification du Pigeon Trocaz *Columba bollii* à l'Île de Hierro (îles Canaries). *Alauda*, 61(3): 148.
- MARTÍN, A. & LORENZO, J. A. 2001. *Aves del Archipiélago Canario*. Francisco Lemus Editor. La Laguna. Tenerife.
- MARTÍN, A., LORENZO, J. A., HERNÁNDEZ, M. A., NOGALES, M., MEDINA, F. M., DELGADO, J. D., NARANJO, J. J., QUILIS, V. & DELGADO, G. 1995. Censo de la Hubara Canaria (*Chlamydotis undulata fuertaventurae*) en las islas e islotes de Lanzarote y Fuerteventura (noviembre - diciembre de 1994). Informe inédito. Universidad de La Laguna.
- MARTÍN, A., LORENZO, J. A., HERNÁNDEZ, M. A., NOGALES, M., MEDINA, F. M., DELGADO, J. D., NARANJO, J. J., QUILIS, V. & DELGADO, G. 1997. Distribution, status and conservation of the Houbara Bustard *Chlamydotis undulata fuertaventurae* Rothschild & Hartert, 1894, in the Canary Islands, November-December 1994. *Ardeola*, 44(1): 61-69.
- MARTÍN, A., LORENZO, J. A. & NOGALES, M. 1999. Counting houbara bustard in the Canary Islands. En, F. Launay & T. Bailey: *Counting Houbara Bustard*, pp.13-15. IUCN/SSC/BirdLife Working Group on the Houbara Bustard.
- MARTÍN, A., LORENZO, J. A., NOGALES, M., QUILIS, V. & HERNÁNDEZ, M. A. 1999. Distribución y estado de las poblaciones de las palomas de la laurisilva (*Columba bollii* y *Columba junoniae*) en las islas de La Gomera y El Hierro. Informe inédito. Universidad de La Laguna.
- MARTÍN, A. & NOGALES, M. 1993. Ornithological importance of the Island of Alegranza (Canary Islands). *Bol. Mus. Mun. Funchal*, Sup. N°2: 167-179.
- MARTÍN, A., NOGALES, M., ALONSO, J., RODRÍGUEZ, B., DE LEÓN, L., IZQUIERDO, C., MARTÍN, M. C., MARRERO, P., PUERTA, N., CAZORLA, J., RODRÍGUEZ, B., LÓPEZ, M., MARTÍNEZ, J. M., PÉREZ, D., GINOVÉS, J. & GONZÁLEZ, E. 2002. Restauración de los Islotes y del Risco de Famara (Lanzarote). Informe inédito. Departamento de Biología Animal (Zoología). Universidad de La Laguna.
- MARTÍN, A., NOGALES, M., HERNÁNDEZ, M. A., LORENZO, J. A., MEDINA, F. M. & RANDO, J. C. 1996. Status, conservation and habitat selection of the Houbara Bustard *Chlamydotis undulata fuertaventurae* on Lanzarote (Canary Islands). *Bird Conservation International*, 6: 229-239.
- MARTÍN, A., NOGALES, M., QUILIS, V., DELGADO, G., HERNÁNDEZ, E. & TRUJILLO, O. 1991. La Colonie de Puffin Cendré (*Calonectris diomedea*) de l'île d'Alegranza (Lanzarote/Îles Canaries). *Bol. Mus. Mun. Funchal*, 43(228): 107-120.
- MARTÍN, A., NOGALES, M., QUILIS, V., DELGADO, G., HERNÁNDEZ, E., TRUJILLO, O. & SANTANA, F. 1987. Distribución y estatus de las aves marinas nidificantes en el Archipiélago Canario con vistas a su conservación. Universidad de La Laguna. Informe inédito para Dirección General de Medio Ambiente y Conservación de la Naturaleza. Gobierno de Canarias.
- MARTÍN, C. A. 2001. Dispersión y estructura genética de la población de Avutardas de la Comunidad de Madrid. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid.
- MARTÍN, C. A., ALONSO, J. C., ALONSO, J. A., PITRA, C. & LIECKFELDT, D. 2002. Great bustard population structure in central Spain: concordant results from genetic analysis and dispersal study. *Proceedings of the Royal Society of London Series B*, 269: 119-125.
- MARTÍN, C. A., ALONSO, J. C., MORALES, M. B., MARTÍN, E., LANE, S. J. & ALONSO, J. A. 1999. Censo de Avutardas de la Comunidad de Madrid, 1998. *Anuario Ornitológico de Madrid 1999*: 46-53.
- MARTÍN, J. A. & PÉREZ, A. 1990. Movimientos del Martín Pescador (Alcedo atthis, L.) en España. *Ardeola*, 37(1): 13-18.
- MARTÍN, L. J. & MARTÍN, I. 1994. La Avutarda (*Otis tarda*) en Avila y Madrigal-Peñarya. Informe inédito.
- MARTÍN, L. J. & SIERRA, G. 1999. *Guía de las aves de La Moraña y Tierra de Arévalo*. ASODEMA. Ávila.
- MARTIN, J. L., THIBAUT, J. C. & BRETAGNOLLE, V. 2000. Black Rats, Island Characteristics, and Colonial Nesting Birds in the Mediterranean: Consequences of an Ancient Introduction. *Conservation Biology*, 14(4): 1452-1466.
- MARTÍN, M. 2001. Paloma zurita. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. Sevilla.
- MARTÍN, P. & CARDONA, A. 1989. *Avifauna Canaria (IV)*. *Aves de Laurisilva y Pinar*. Excmo. Cabildo Insular de Gran Canaria.
- MARTÍN ESQUIVEL, J. L., GARCÍA, H., REDONDO, C. E., GARCÍA, I. & CARRALERO, I. 1995. *La Red Canaria de Espacios Naturales Protegidos*. Viceconsejería de Medio Ambiente. Consejería de Política Territorial. Gobierno de Canarias.
- MARTÍN GARCÍA-SANCHO, L. J. & SIERRA GONZÁLEZ, G. 1999. *Guía de las aves de La Moraña y Tierra de Arévalo*. ASODEMA. Ávila.
- MARTÍN-VIVALDI, M. 2001a. Martín Pescador. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MARTÍN-VIVALDI, M. 2001b. Torcecuello Euroasiático. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. Sevilla.
- MARTÍN-VIVALDI, M., MARÍN, J. M., ARCHILA, LÓPEZ, E. & DE MANUEL, L. C. 1999. Caracterización de una nueva población reproductora de Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) (Passeriformes, Alaudidae) en el Sureste Ibérico. *Zoologica Baetica*, 10: 185-192.
- MARTÍNEZ, A. M. 1993. Contribución al conocimiento de la eco-etología del Urogallo Cantábrico. Tesis Doctoral. Universidad de León. León.
- MARTÍNEZ, C. 1985. Autumn food of the Ptarmigan (*Lagopus mutus* L.) in the Spanish Central Pyrenees. *Doñana Acta Vertebrata*, 12: 174-181.
- MARTÍNEZ, C. 1994. Habitat selection by the Little Bustard *Tetrax tetrax* in cultivated areas of central Spain. *Biological Conservation*, 67: 125-128.
- MARTÍNEZ, C. 1998. Selección de microhábitat del Sisón Común *Tetrax tetrax* durante la estación reproductiva. *Ardeola*, 45: 73-76.
- MARTÍNEZ, C. 1999a. Distribución y abundancia de aves esteparias de interés especial en la Comunidad de Castilla-La Mancha: directrices generales para una estrategia de conservación. MNCN-CSIC. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla-La Mancha.
- MARTÍNEZ, C. 1999b. Estudio para la inclusión de zonas esteparias de la Comunidad de Castilla y León en la Red de Espacios Naturales (Tierra de Campos, Valles del Cerrato y Pisuerga). Estudios Territoriales

- Integrados, S.L. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León.
- MARTÍNEZ, C. 1999c. Estudio para la inclusión de zonas esteparias de la Comunidad de Castilla y León en la Red de Espacios Naturales -Tierra de Campiñas-. Estudios Biológicos, S.L. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León.
- MARTÍNEZ, C. 2000. Distribución y abundancia de aves esteparias de interés especial en la comunidad de Castilla-La Mancha. Directrices generales para una estrategia de conservación. MNCN-CSIC. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla-La Mancha.
- MARTÍNEZ, C. (en prensa). *Distribución, abundancia y conservación de aves esteparias en la Comunidad de Castilla-La Mancha. Cuadernos de Medio Ambiente*. Serie Técnica. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.
- MARTÍNEZ, C. & DE JUANA, E. 1996. Breeding bird communities of cereal crops in Spain: habitat requirements. En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*, pp. 99-106. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- MARTÍNEZ, C., FERNÁNDEZ, L. & REFOYO, P. 2001. El Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*) en Castilla-La Mancha. En, F. Garcés & M. Corroto (Eds.): *Biología y Conservación del Cernícalo Primilla*. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid y GREFA. Madrid.
- MARTÍNEZ, C., SUÁREZ, F., YANES, M. & HERRANZ, J. 1998. Distribución y abundancia de la Ganga Ibérica *Pterocles alchata* y la Ganga Ortega *Pterocles orientalis* en España. *Ardeola*, 45: 11-20.
- MARTÍNEZ, E. 1995. *Uria aalge*. En, L. J. Salaverri & I. Munnilla (Eds.): *II Anuario das Aves de Galicia. Ano 1994*, pp. 36. Santiago de Compostela.
- MARTÍNEZ, F. & DOVAL, G. 2000. Memoria final del seguimiento de la reproducción del Buitre Leonado en las Hoces del Rianza, Segovia. Informe inédito para ADENA-WWF España.
- MARTÍNEZ, F., RODRÍGUEZ, R., & VELASCO, T. 1996a. Características de la población de Avefría en España. *Quercus*, 119:16-18.
- MARTÍNEZ, F., RODRÍGUEZ, R. & VELASCO, T. 1996b. Situación de la Avefría (*Vanellus vanellus*) en España durante el período reproductor. En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las Aves Esteparias y su Hábitat*, pp. 239-256. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- MARTÍNEZ, G. 1996. *Anas crecca*. *Anuario das Aves de Galicia 1995*: 26.
- MARTÍNEZ, I. 1983. Mallarenga de Bigotis *Panurus biarmicus*. En, J. Muntañer & A. Ferrer & A. Martínez-Vilalta (Eds.): *Atlas dels Ocells Nidificants de Catalunya i Andorra*, pp: 231-232.
- MARTÍNEZ, I. & CARRERA, E. 1983. Nova colonia de Gavina Corsa *Larus audouinii* Payr. a l'Estat Espanyol. *Butll. Inst. Cat. Hist. Nat.*, 49: 159-161.
- MARTÍNEZ, J., VIÑUELA, J. & VILLAFUERTE, R. 2002. *Socio-economic aspects of gamebird hunting, hunting bags, and assessment of the status of gamebird populations in REGHAB countries*. Unpublished report to REGHAB Project. European Commission.
- MARTÍNEZ, O. & LLAMAS, A. 1995. *Panurus biarmicus*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 42(2): 229.
- MARTÍNEZ, O. & PALERM, J. C. 1998. Avifauna de Ses Freixes d'Eivissa. *Anuari Ornitològic de Balears*, 13: 21-30. GOB. Palma de Mallorca.
- MARTÍNEZ, R. 1996. Alcotán *Falco subbuteo*. En, R. Martínez, A. Ortuño, J. Villalba, J. M. López, F. Cortés & F. J. Carpena (Eds.): *Atlas de las aves del norte de Murcia (Jumilla-Yecla)*, pp. 116-117. Caja de Ahorros del Mediterráneo. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de Murcia. Excmo. Ayuntamiento de Jumilla y Excmo. Ayuntamiento de Yecla. Jumilla-Yecla. Murcia.
- MARTÍNEZ, R., ORTUÑO, A., VILLALBA, J., LÓPEZ, J. M., CORTÉS, F. & CARPENNA, F. J. 1996d. *Atlas de las aves del norte de Murcia (Jumilla-Yecla)*. Caja de Ahorros del Mediterráneo. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de Murcia. Excmo. Ayuntamiento de Jumilla y Excmo. Ayuntamiento de Yecla. Jumilla-Yecla. Murcia.
- MARTÍNEZ, X. L. 1997. *Antela, a memoria asolagada*. Xerais. Vigo.
- MARTÍNEZ-ABRAÍN, A. & DOLZ, R. 1988. Avance de los primeros resultados del primer censo exhaustivo de aves marinas nidificantes en el litoral de la Comunidad Valenciana. En, C. López-Jurado (Ed.): *Aves Marinas, GLAM Formentera 1988*, pp. 119-126. Grup Balear d'Ornitologia i Defensa de la Naturalesa. Palma.
- MARTÍNEZ-ABRAÍN, A., GONZÁLEZ-SOLIS, J., PEDROCCHI, V., GENOVART, M., ABELLA, J. C., RUIZ, X., JIMÉNEZ, J. & ORO, D. (en prensa). Interference competition and predation of Yellow-legged gulls on Audouin's gulls in three western Mediterranean colonies. *Scientia Marina*, 00. 000-000.
- MARTÍNEZ DEL ESPINAR, A. 1644. *Arte de ballestería y montería*. Madrid.
- MARTÍNEZ LAMAS, G. 1995. *Numenius arquata*. En, L. J. Salaverri & I. Munnilla (Eds.): *II Anuario das Aves de Galicia. Ano 1994*, pp. 30. Santiago de Compostela.
- MARTÍNEZ LAMAS, G. 1996. *Numenius arquata*. En, Grupo Erva (Ed.): *III Anuario das Aves de Galicia. Ano 1995*, pp. 44. Vigo.
- MARTÍNEZ LAMAS, G. 1997. *Numenius arquata*. En, J. A. De Souza, M. Martínez Lago, A. Monteagudo, G. Pérez Villa & A. Sandoval, (Eds.): *IV Anuario das Aves de Galicia. Ano 1996*, pp. 88. Grupo Naturalista Hábitat. A Coruña.
- MARTÍNEZ LAMAS, G. 2002. *Numenius arquata*. En, C. Vidal & R. Salvadores (Coords.): *VII Anuario das Aves de Galicia. Ano 1999*, pp. 39. Sociedade Galega de Ornitología. Santiago de Compostela.
- MARTÍNEZ LAMAS, G. & SALAVERRI, L. J. 1994. Zarapito real. *Numenius arquata*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 41(1): 98.
- MARTÍNEZ LAMAS, G., SALAVERRI, L. J., MARTÍNEZ PÉREZ-BALSA, A. & GONZÁLEZ-REDONDO, A. 2000. *Numenius arquata*. En, A. Barros & P. Galán (Eds.): *V Anuario das Aves de Galicia. Ano 1997*, pp. 78-79. A Coruña.
- MARTÍNEZ SABARÍS, E. 1996. *Haematopus ostralegus*. En, Grupo Erva (Ed.): *III Anuario das Aves de Galicia 1995*. Vigo.
- MARTÍNEZ VIDAL, R. 2002. Ecología del pito negro en las sierras de Cadí-Moixeró (Prepirineo oriental). En, J. Camprodon & E. Plana (Eds.): *Conservación de la biodiversidad y gestión forestal: Su aplicación en la fauna vertebrada*. Universitat de Barcelona y Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 1985. Breeding waders of the Iberian Peninsula. *Wader Study Group Bulletin*, 45: 35-36.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.). 1988a. Cens de gavines i xatracas nidificants al delta de l'Ebre. *Butlletí del Parc Natural del delta de l'Ebre*, 3: 36-39.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 1988b. La importancia del Delta. *La Garriella*, 73: 29.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. 1989. La importancia del delta del Ebro. *La Garriella*, 74: 18-24.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 1990a. *Botaurus stellaris*. Notes Faunístiques. *Butll. Parc Nat. Delta de l'Ebre*, 5: 39.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 1990b. *Anas crecca*. Centre Català d'Ornitologia Ed.: Noticiari Ornitològic de Catalunya 1988-1989. Barcelona.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 1991a. Cens de gavines i xatracas nidificants al delta de l'Ebre. *Butlletí del Parc Natural delta de l'Ebre*, 3: 36-39.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 1991b. Primer censo nacional de larolimícolas coloniales y Pagaza piconegra. *Ecología*, 5: 321-327.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.). 1992a. *Tringa totanus*. Notes Florístiques i Faunístiques. *Butlletí del Parc Natural Delta de l'Ebre*, 7: 47-48.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.). 1992b. Limícolas. Notes florístiques i faunístiques. *Butll. Parc Nat. Delta de l'Ebre* 7: 45-49.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.). 1994a. Làrids i Stèrnids. *Butlletí del Parc Natural del delta de l'Ebre*, 8: 45.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 1994b. Informe sobre la situació del bitó al Parc Natural del Delta de l'Ebre i propostes per la seva conservació. Informe inédito para Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.). 1996. Làrids i Stèrnids. *Butlletí del Parc Natural del delta de l'Ebre*, 9: 40.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 1997. *Sterna albifrons*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 1997. Situación de las poblaciones reproductoras de aves limícolas en España. En, A. Barbosa (Coord.): *Las aves limícolas en España*, pp. 157-173. Colección Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 1998. Cens nidificants 1997. Notes Florístiques i Faunístiques. *Butlletí del Parc Natural Delta de l'Ebre*, 10: 46.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 2001a. *Anuari d'ornitologia de Catalunya 1998*. Grup Català d'Anellament. Barcelona.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. (Ed.) 2001b. Estado actual de las poblaciones de vertebrados del Delta del Ebro. Posibles efectos del PHN. En, N. Prat & C. Ibáñez (Eds.): *El curso inferior del Ebro y su Delta. Situación Actual. Impacto Ambiental del Plan Hidrológico Nacional*, pp. 235-260.

- Informe inédito del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona para la Universidad de Cantabria. Barcelona.
- MARTÍNEZ VILALTA, A., BERTOLERO, A., BIGAS, D., FOUQUES, V. & PAQUET, J. Y. 1996. *Panurus biarmicus*. Notes Faunistiques. *Butll. Parc Natural Delta de l'Ebre*, 9: 41.
- MARTÍNEZ VILALTA, A., BERTOLERO, A., BIGAS, D., & PAQUET, J.-Y. 1998. Passeriformes dels canyissars. *Panurus biarmicus*. Notes Faunistiques. *Butll. Parc Natural Delta de l'Ebre*, 10: 45.
- MARTÍNEZ VILALTA, A., BERTOLERO, A., BIGAS, D., PAQUET, J.-Y. & MARTÍNEZ VILALTA, J. 1998. Descripció de la comunitat de passeriformes que nidifica als canyissars del delta de l'Ebre. *Butll. Parc Natural Delta de l'Ebre*, 10: 28-35.
- MARTÍNEZ VILALTA, A. & MOTIS, A. 1989. *Els ocells del Delta de l'Ebre*. Lynx Edicions. Barcelona.
- MARTÍNEZ VILALTA, A., MOTIS, A., MATHEU, E. & LLIMONA, F. 1983. Data on the breeding biology of the Oystercatcher *Haematopus ostralegus* in the Ebro Delta. *Ardea*, 71: 229-234.
- MARTOS, M. J. & FERNÁNDEZ, J. (Coord.). 1991. *Plan Rector de Uso y Gestión de las Reservas Naturales de las lagunas de Cádiz*. Consejería de Cultura y Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MATEO, R., BELLUERE, J., DOLZ, J. C., AGUILAR SERRANO, J. M. & GUITART, R. 1998. High prevalences of lead poisoning in wintering waterfowl in Spain. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 35: 342-347.
- MATEO, R., CARRILLO, J. & GUITART, R. 2000. pp' Residues in Eggs of European Kestrel *Falco tinnunculus* from Tenerife, Canary Islands, Spain. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 65: 780-785.
- MATEO, R., GREEN, A. J., JESKE, C. W., URIOS, V. & GERIQUE, C. 2001. Lead poisoning in the globally threatened Marbled Teal and White-headed Duck in Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20: 2860-2868.
- MATILLA, M. 1994. Nota sobre *Bucanetes githagineus*. *Ardeola*, 41(1): 102.
- MATUTE, J. 2002. Nidificación de la avefría (*Vanellus vanellus*) en la provincia de Valladolid. Grupo Ornitológico Alauda. Informe inédito.
- MAVOR, R. A., PICKERELL, G., HEUBECK, M. & THOMPSON, K. R. 2001. *Seabird numbers and breeding success in Britain and Ireland, 2000*. UK Nature Conservation, No. 25. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.
- MAYOL, J. 1977a. Estudios sobre el halcón de Eleonor, *Falco eleonora*, en las islas Baleares. *Ardeola*, 23: 103-136.
- MAYOL, J. 1977b. *Estudios sobre algunas Falconiformes en Baleares* (Aegypius monachus y Falco eleonora). Tesina de Licenciatura. Universidad de Barcelona.
- MAYOL, J. 1977c. Contribución al conocimiento de Buitre Negro (*Aegypius monachus*) en Mallorca. *Bol. Soc. Hist. Nat. Baleares*, 22: 150-178.
- MAYOL, J. 1978a. *Els Ancells de les Balears*. Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- MAYOL, J. 1978b. Observaciones sobre la Gaviota de Audouin *Larus Audouinii*. *Naturalia Hispanica*, nº 20. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- MAYOL, J. 1981. Evaluación de las colonias mallorquinas del Halcón de Eleonor, *Falco eleonora*, Gené 1839, durante el verano de 1981. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 20: 21-26.
- MAYOL, J. 1986. Human impact on seabirds in the Balearic Islands. In, MEDMARAVIS & X. Monbailliu (Eds.): *Mediterranean Marine Avifauna. Population Studies and Conservation*, pp. 379-396. NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, Vol. 12. Springer-Verlag. Berlín.
- MAYOL, J. 1996. El Halcón de Eleonora (*Falco eleonora*): situación de la especie y de su conocimiento. En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994*, pp. 117-125. Monografía nº 4, SEO/BirdLife. Madrid.
- MAYOL, J., AGUILAR, J. S. & YÉSOU, P. 2000. The Balearic shearwater *Puffinus mauretanicus*: status and threats. In, P. Yésou & J. Sultana (Eds.): *Monitoring and Conservation of Birds, Mammals and Sea Turtles of the Mediterranean and Black Seas*, pp. 24-37. Environment Protection Department, Malta. Floriana.
- MCKINNEY. 1986. Ecological factors influencing the social systems of migratory dabbling ducks. En, D. I. Rubenstein & R. W. Wrangham (Eds.): *Ecological aspects of social evolution*, pp 153-179. University of Princeton Press. Princeton. New Jersey.
- MEAD, C. 1994. Stock Dove. En, D. W. Gibbons, J. A. Reid & R. A. Chapman: *The New Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland: 1988-1991*, pp. 234-235. T. & A. D. Poyser. London.
- MEADE-WALDO, E. G. B. 1889. Further notes on the birds of the Canary Islands. *Ibis*, 6: 503-520.
- MEADE-WALDO, E. G. B. 1890. Further notes on the Birds of the Canary Islands. *Ibis*, 6(2): 429-438.
- MEADE-WALDO, E. G. B. 1893. List of Birds observed in the Canary Islands. *Ibis*, 6(5): 185-207.
- MEADE-WALDO, E. G. B. 1906. Sandgrouse. *Avicultural Magazine* (new series), 4: 219-222.
- MEBBS, T. 1995. Die besondere Verantwortung der Mitteleuropäer für den Rotmilan - Status und Bestandsentwicklung. *Vogel und Umwelt*, 8: 7-10.
- MEDINA, F. M. 1999. Foraging use of cultivated fields by the Houbara Bustard *Chlamydotis undulata fuertaventurae* Rothschild and Hartert, 1894 on Fuerteventura (Canary Islands). *Bird Conservation International*, 9: 373-386.
- MEININGER, P. L. & SZÉKELY, T. 1997. *Charadrius alexandrinus* Kentish Plover. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 260-261. T & AD Poyser. Londres.
- MEJÍAS, R. & AMENGUAL, J. 2000. *Libro Rojo de los vertebrados de las Baleares (2ª edición)*. Documents Tècnics de Conservació II època, núm. 8. Conselleria de Medi Ambient i Ordenació. Govern de les Illes Balears. Palma.
- MENDELSON, J. M. & JAKSIC, F. M. 1989. Hunting behaviour of Black-shouldered Kites in the Americas, Europe, Africa and Australia. *Ostrich*, 60: 1-12.
- MENDIOLA, I. 2001. La migration du pigeon ramier en Guipuzcoa. *Faune Sauvage. Cahiers Techniques*, 253: 22-23.
- MENONI, E. & MAGNANI, Y. 1998. Human disturbance of grouse in France. *Grouse News*, 15: 4-8.
- MERSON, M. H., BYERS, R. E. & KAUKKINEN, D. E. 1984. Residues of the rodenticide brodifacoum in voles and raptors after orchard treatment. *J. Wildl. Manage*, 48(1): 212-216.
- MESTRE, P., PERIS, S., SANTOS, T., SUÁREZ, F. & BERNAT, S. 1987. The decrease of the black-eared Wheatear *Oenanthe hispanica* on the Iberian Peninsula. *Bird Study*, 34: 239-243.
- MEYBURG, B. U. 1973. Observations sur l'abondance relative des rapaces (Falconiformes) dans le nord et l'ouest de l'Espagne. *Ardeola*, 19: 129-140.
- MEYBURG, B. U. & MEYBURG, C. 1987. Present status of diurnal birds of prey in various countries bordering the Mediterranean. *Istituto Nazionale di Biologia della Selvaggina*, XII. Bolonia, Italia.
- MEYER, R. 1989. Putting the cornish back in the chough-the potential for re-establishment. En, E. Bignal & D. J. Curtis (Eds.): *Choughs and Land use in Europe*. Scottish Chough Study Group. Argyll.
- MIKKOLA, H. 1983b. *Rapaces nocturnas de Europa*. Perfils. Lleida.
- MIKUSINSKI, G. & ANGELSTAM, P. 1997. European woodpeckers and anthropogenic habitat change: a review. *Volgelwelt*, 118: 277-283.
- MILLÁN, J., GORTÁZAR, C. & VILLAFUERTE, R. 2001. Marked difference in the splashnometry of farm-Bred and Wild Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*). *Poultry Science*, 80: 972-975.
- MILLAS, I. 1979. The red-legged partridge in Spain. Les perdrix du genre *Alectoris*. *CIC*: 106-118.
- MILLER, L. M. & BURGER, J. 1978. Factors affecting nesting success of the Glossy Ibis. *Auk*, 95: 353-361.
- MILLON, A., BOURRIQUOIX, J. L., RIOIS, C. & BRETAGNOLLE, V. 2002. Comparative breeding biology of Hen and Montagu's Harriers: an eight-year study in north-eastern France. *Ibis*, 144: 94-105.
- MÍNGUEZ, E. 2001a. Gaviota picofina. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*, pp. 167. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MÍNGUEZ, E. 2001b. Charrancito Común *Sterna albifrons*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp.170. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MÍNGUEZ, E. & PARACUELLOS, M. 2001a. Cormorán Moñudo *Phalacrocorax aristotelis*. En, CMA/Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los vertebrados amenazados de Andalucía*, pp. 86. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MÍNGUEZ, E. & PARACUELLOS, M. 2001b. Paíño Europeo *Hydrobates pelagicus*. En, CMA/Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp. 85. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MINSKY, D. 1980. Preventing fox predation at a Least Tern colony with an electric fence. *Journal Field Ornithology*, 51: 180-181.
- MITCHELL D. & YOUNG, S. 1997. *Photographic handbook of the rare birds of Britain and Europe*. New Holland. Londres.

- MÖCKEL, R. 1988. *Die Holbltaube*. Wittenberg Lutherstadt. Ziemsen.
- MÖCKEL, R. 1997. Stock Dove. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 382-383. T & AD Poyser. Londres.
- MOLL, J. 1957. Las aves de Menorca. *Estudio General Luliano de Mallorca*, 2: 1-267.
- MÖLLER, A. P. 1975. Sandterners *Gelochelidon nilotica nilotica* Gm. Ynredelse i 1972 Europa, afrika eg vestaseien mid et tilbageblik over bestandssaendringer I dett arhundrede. *Dansk.Orn.For.Tid.*, 69: 1-8.
- MÖLLER, A. P. 1978. Skiftende koloniplaceringer hos danske Santerners *Gelochelidon n. nilotica*. *Dansk.Orn.For.Tid.*, 72: 119-126.
- MOMPO, V. 1876. Catálogo de las aves de Tenerife. *An. Soc. esp. Hist. nat.*, 5: 241-258.
- MONAGHAN, P., BIGNAL, E., BIGNAL, S., EASTERBEE, N. & MCKAY, R. 1989. The distribution and status of the Cough in Scotland in 1986. *Scottish Birds*, 15: 114-118.
- MONTEIRO, L. R. & FURNESS, R. W. 1998. Speciation through temporal segregation of Madeiran storm petrel (*Oceanodroma castro*) populations in the Azores?. *Phil. Trans. R. Soc. Lond.*, 353: 945-953.
- MONTEIRO, L. R., FURNESS, R. W. & DEL NEVO, A. J. 1995. Mercury levels in seabirds from the azores, mid-north Atlantic Ocean. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 28: 304-309.
- MONTES, C. & BERNUÉS, M. 1989. Incidencia del Flamenco Rosa (*Pheoenicopterus ruber roseus*) en el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos de la marisma del Parque Nacional de Doñana (SW España). En, *Reunión técnica sobre la situación y problemática del flamenco rosa en el mediterráneo occidental y África noroccidental*, pp. 103-110. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MONTOYA, J. M., MESÓN, M. L. & GÜEMEZ, P. 1994. Codornices y tórtolas. *Federcaza*, 104: 39-62.
- MOORE, C. C. 1989. Focha cornuda. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 36(2): 245.
- MORAIS, L. 1995. Avaliação do estado da população de Arau-Comum *Uria aalge* do arquipélago das Berlengas. Informe inédito para Instituto de Conservação da Natureza.
- MORALES, F. 1993. *Canarias: crónicas de su conquista*. Cabildo Insular de Gran Canaria.
- MORALES, M. B. 1999. Ecología reproductiva y movimientos estacionales de la avutarda (*Otis tarda*). Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- MORALES, M. B., ALONSO, J. C. & ALONSO, J. A. 2002. Annual productivity and individual female reproductive success in a great bustard *Otis tarda* population. *Ibis*, 144: 293-300.
- MORALES, M. B., ALONSO, J. C., ALONSO, J. A. & MARTÍN, E. 1996. Mating system in the Great Bustard: a review of published work in light of recent radiotracking results. En, J. Fernández & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de Aves Esteparias y sus Hábitats*, pp. 131-136. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- MORALES, M. B., ALONSO, J. C., ALONSO, J. A. & MARTÍN, E. 2000. Migration patterns in male great bustards. *The Auk*, 117: 493-498.
- MORALES, M. B. & GARCÍA DE LA MORENA, E. L. 2001. *Recherche des zones d'hivernage des Outardes canepetières françaises hivernant en Espagne (hiver 2000-2001)*. Rapport LPO/ Life Nature/ Ministère de l'Environnement. París.
- MORALES, M. B., SUÁREZ, F., GARCÍA DE LA MORENA, E. L. & DE JUANA, E. 2002. Movimientos estacionales e invernada del Sisón. *Quercus*, 193: 34-39.
- MORATA, G. 1971. Observaciones sobre la reproducción del Alcotán (*Falco subbuteo*). *Ardeola*, 15: 37-48.
- MOREBY, S. J., NOVOA, C. & DUMAS, S. 1999. Diet of pyrenean partridge broods in the eastern French Pyrenees. *Game Wildlife*, 16(4): 355-364.
- MOREIRA, F. 1999. Relationships between vegetation structure and breeding bird densities in fallow cereal steppes in Castro Verde, Portugal. *Bird Study*, 46: 309-18.
- MORENO, A. C. 1991. Distribución, biología y características esenciales del hábitat del pinzón azul de Gran Canaria. Garome, S. L. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- MORENO, A. C. & RODRÍGUEZ, F. 1994. *Seguimiento de la población y éxito reproductor del Pinzón azul de Gran Canaria*, Fringilla teydea polatzeki en 1994. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- MORENO, F. J. 1994. Pato Colorado *Netta rufina*. Listado de observaciones. *Rocín. Anuario Ornitológico de Aragón. 1991-1992*, pp. 30. SEO-Aragón.
- MORENO, J. M. 1988. *Guía de las aves de las islas Canarias*. Ed. Interinsular Canaria. Tenerife.
- MORENO-OPÓ, R. 2002. Martín Pescador (*Alcedo atthis*). En, J. C. Del Moral, B. Molina, J. de la Puente & J. Pérez-Tris (Eds.): *Atlas de las Aves Invernantes de Madrid 1999-2001*. SEO-Monticola. Madrid.
- MORGAN, N. C. 1982. An ecological survey of standing waters in North West Africa: III. Site descriptions for Morocco. *Biological Conservation*, 24: 161-182.
- MORSCHIEDT, J., NEBEL, D. & CANUT, J. 1996. Déplacements et domaines d'activité de trois lagopèdes alpines (*Lagopus mutus*, L.) dans les Pyrénées centrales. *Alanda*, 64 (2): 221-228.
- MOSS, R. 2001. Second extinction of capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Scotland? *Biological Conservation*, 101: 255-257.
- MOSS, R. & PICOZZI, N. 1994. *Management of forest for Capercaillie in Scotland*. HMSO. London.
- MOSS, R., PICOZZI, N., SUMMERS, R. W. & BAINES, D. 2000. Capercaillie *Tetrao urogallus* in Scotland - demography of a declining population. *Ibis*, 142: 259-267.
- MOUGIN, J. L., GRANADEIRO, J. P. & OLIVEIRA, P. 1996. L'Évolution des effectifs des reproducteurs chez le Puffin Cendré *Calonectris diomedea borealis* de Selvagem Grande (30°09' N, 15°52' W) de 1992 -1995. *Bol. Mus. Mun. Funchal*, 48: 171-178.
- MOUGIN, J. L., JOUANIN, C. & ROUX, F. 1988. Les migrations du Puffin cendré *Calonectris diomedea*. *L'Oiseau et R. F. O.*, 58(4): 303-319.
- MOUNTFORT, G. 1960. Notes on the birds of Tenerife. *Ibis*, 102: 618-619.
- MOUNTFORT, G. & FERGUSON-LEES, I. J. 1961. Birds of the Coto Doñana. *Ibis*, 103: 86-109.
- MOURIÑO, J. 1991. Situación do arao en Galicia, 1991. Informe inédito para Servicio de Medio Ambiente Natural, Xunta de Galicia.
- MOURIÑO, J. 1994. *Gallinago gallinago*. I *Annuario das Aves de Galicia, anos 1992-1993*: 28.
- MOURIÑO, J. 1995a. *Rissa tridactyla*. II *Annuario das Aves de Galicia 1994*: 34.
- MOURIÑO, J. 1995b. *Situación actual e evolución recente da poboación de choiva (Pyrrhocorax pyrrhocorax) na Galiza*. Comunicación al III Congreso Galego de Ornitología. Oleiros.
- MOURIÑO, J. 1999. Consideraciones taxonómicas acerca de la población ibérica de Arao Común (*Uria aalge*). *Chiloglossa*, 1: 165-166.
- MOURIÑO, J., ARCOS, F., SALVADORES, R., SANDOVAL, A. & VIDAL, C. (en prensa). Status of the Balearic shearwater (*puffinus mauretanicus*) in the Galician coast (NW Iberian Peninsula). *Scientia Marina*, 00: 000-000.
- MOURIÑO, J. & SIERRA-ABRAÍN, F. 1994. *Anas crecca*. I *Annuario das Aves de Galicia. Anos 1992-1993*: 14.
- MOURIÑO, J. & SIERRA-ABRAÍN, F. 1995. Censo de gaivotas (*Larus cachinans*, *L. fuscus* e *Rissa tridactyla*) nidificantes nas illas Sisargas e cabo Vilán. En, I. Munilla & J. Mouriño (Eds.): *Actas do II Congreso Galego de Ornitología*, pp. 153-160. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- MOYA, I. & CENA, J. C. 1996. *Aves reproductoras. Fauna de La Rioja*. Fundación Caja Rioja. Logroño.
- MUDGE, G. P. 1997. *Gavia immer*. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & AD Poyser. Londres.
- MUGIKA, J. 2001a. Cita de pollo de Arao Común (*Uria aalge*) en Donostia. *Antxeta*, 10: 32.
- MUGIKA, J. 2001b. Avistamiento de pollo de Alca Común (*Alca torda*) en Donostia, Gipuzkoa. *Antxeta*, 10: 33.
- MÜLLER, C. Y. 1984. Bestandsentwicklung und Zugverhalten der Löffler (*Platalea leucorodia* L.) im österreichisch-ungarischen raum. *Egretta*, 26: 43-46.
- MÜLLER, W. 1982. Die Besiedlung der Eichenwälder im Kanton Zürich durch den Mittelspechts *Dendrocoptes medius*. *Orn. Beob.*, 79: 105-119.
- MUNILLA, I. 1991. Datos sobre la nidificación de gaviotas y ostrero en los islotes Farallóns (Lugo) en 1989. En, A. Fernandez-Correiro & J. Domínguez (Eds.): *Actas do I Congreso Galego de Ornitología*, pp. 123-125. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- MUNILLA, I. & GUITIÁN, J. 1994. *Primeiro anuario das aves de Galicia. Anos 1992-1993*.
- MUNTANER, J. & AGUILAR, J. S. 1995. Situación y conservación del Cormorán Moñudo del Mediterráneo. *Quercus*, 116: 20-22.
- MUNTANER, J. 1981. Le status du Balbuzard, *Pandion haliaetus*, aux Balears. *Rapaces Méditerranéens*: 100-103.
- MUNTANER, J. 1981. Le statut des rapaces diurnes nicheurs des Balears. *Rapaces Méditerranéens. Annales du CROP*, 1: 62-65.

- MUNTANER, J. 1993. Les Aus Nidificants. En, J. A. Alcover, E. Balles-teros & J. J. Fornós (Eds.): *Història Natural de l'Arxipèlag de Cabrera. Monografies de la Societat d'Història Natural de les Balears*, 2: 439-456.
- MUNTANER, J. 2000. Situación de la Gaviota de Audouin *Larus audouinii* en las Islas Baleares en 1998-1999. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 1999: 19-25.
- MUNTANER, J. 2001. El Cormorán Moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en el archipiélago de Cabrera. En, G. X. Pons (Ed.): *Las aves del Parque Nacional Marítimo-Terrestre del Archipiélago de Cabrera (Balears, España)*, pp. 85-94. Colección Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- MUNTANER, J., ESCANDELL, A., RAMOS, E. & ORFILA, G. 1984. Adición y revisión faunística de las especies de la publicación "Avifauna de Menorca". En, J. Muntaner & J. Congost: *Avifauna de Menorca*, 2ª Edición. Treb. Mus. Zool. 1. Barcelona.
- MUNTANER, J., FERRER, X. & MARTÍNEZ-VILALTA, A. 1983. *Atlas dels Ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ketres Editora. Barcelona.
- MUNTEANU, D. 1997. Glossy Ibis *Plegadis falcinellus*. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 55. T & AD Poyser. Londres.
- MUÑOZ, J. C. 1986. *Emberiza schoeniclus*. En, J. Álvarez, A. Bea, J. M. Faus & E. Castián: *Atlas de vertebrados continentales de Alava, Vizcaya y Guipúzcoa (excepto chiroptera)*. Ed. Gobierno Vasco. Departamento de Política Territorial y Transportes. Viceconsejería de Medio Ambiente. Bilbao.
- MUÑOZ-COBO, J. 1990. Evolución de la avifauna nidificante en olivares viejos de Jaén. *Testudo*, 1: 99-117.
- MUÑOZ-COBO, J. 1994. Woodchat Shrike *Lanius senator*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath (Eds.): *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 416-417. BirdLife International. Cambridge.
- MUÑOZ-COBO, J. 2001a. Tórtola común (*Streptopelia turtur*). En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp. 199. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MUÑOZ-COBO, J. 2001b. Zarcero Pálido (*Hippolais pallida*). En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp. 199. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- MUR, P. 1994. Contribution à la gestion des populations paléarctiques de caille des blés dans la phase européenne de son cycle annuel. Tesis Doctoral. Universidad de Rennes I.
- MUSELET, D. 1990. Choice and chronology of the occupation of the breeding site by the Little Tern (*Sterna albifrons albifrons*). *L'Oiseau et R.F.O.*, 60: 229-303.
- NADAL, J., NADAL, J. & RODRÍGUEZ-TEJJEIRO, J. D. 1996. Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*) age and sex ratios in declining populations in Huesca (Spain) applied to management. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 51: 243-257.
- NAGER, R. G., JOHNSON, A. R., BOY, V., RENDON-MARTOS, M., CALDERON, J. & CEZILLY, F. 1996. Temporal and spatial variation in dispersal in the greater flamingo (*Phoenicopterus ruber roseus*). *Oecologia*, 107: 204-211.
- NANKINOV, D. 1993. Status and conservation of breeding seabirds in Bulgaria. En, J. S. Aguilar, X. Monbailliu & A. M. Paterson (Eds.): *Status and conservation of Seabird*, pp. 173-179. SEO/BirdLife. Madrid.
- NAUROIS, R. 1969. Notes Brèves sur l'avifaune de l'archipel du Cap-Vert. Faunistique, endémisme, écologie. *Bulletin de l'I. F.A.N.*, 31(1): 143-218.
- NAVARRO, J. D. 1988. *Estudio Ornitológico de El Hondo*. Caja de Ahorros del Mediterráneo. Alicante.
- NAVARRO, J. D., GREEN, A. J. & ARANDA, J. C. 1995. Status of Marbled Teal in southern Alicante, Spain. *IWRB Threatened Waterfowl Research Group Newsletter*, 8: 7-10.
- NAVARRO, J. D. & ROBLEDANO, F. (Coords.). 1995. *La Cerceta Pardilla Marmaronetta angustirostris en España*. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- NAVARRO, J. D., ROBLEDANO, F., ARANDA, J. C., DIEZ DE REVENGA, E., BALLESTEROS, G., PICAZO, H. & GONZÁLEZ, G. 1992. Plan de Recuperación de la Cerceta Pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) en la Comunidad Valenciana. Ambiental, S. A. Informe inédito para Consejería de Agricultura i Pesca, Generalitat Valenciana.
- NEAVE, R. 1994. Ruddy Shelducks *Tadorna ferruginea*. *Birdwatch*, 26: 55.
- NEGRO, J. J., DE LA RIVA, M. & BUSTAMANTE, J. 1991. Patterns of winter distribution and abundance of lesser kestrels (*Falco naumanni*) in Spain. *Journal of Raptor Research*, 25: 30-35.
- NEGRO, J. J., DONÁZAR, J. A., HIRALDO, F., HERNÁNDEZ, L. M. & FERNÁNDEZ, M. A. 1993. Organochlorine and heavy metal contamination in non-viable eggs and its relation to breeding success in a Spanish population of lesser kestrels (*Falco naumanni*). *Environmental Pollution*, 82: 201-205.
- NEGRO, J. J., GRANDE, J. M., TELLA, J. L., GARRIDO, J., HORNERO, D., DONÁZAR, J. A., SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A., BENÍTEZ, J. R. & BARCELLS, M. 2002. An unusual source of essential carotenoids. *Nature*, 416: 807.
- NEGRO, J. J., TORRES, M. J. & GODOY, J. A. 2001. RAPD analysis for detection and eradication of hybrid partridges (*Alectoris rufa* x *A. graeca*) in Spain. *Biological Conservation*, 98: 19-24.
- NETTLESHIP, D. N. & BIRKHEAD, T. R. 1985. *The Atlantic Alcidae*. Academic Press. Londres.
- NEWBERY, P., SCHÄFFER, N. & SMITH, K. (Comps.) 2001. Bittern, *Botaurus stellaris*. In, N. Schäffer & U. Gallo-Orsi (Eds.): *European Union action plans for eight priority bird species*. BirdLife International. European Commission. Luxemburgo.
- NEWTON, I., WYLLIE, I. & ASHER, A. 1994. Pollutants in Great Bittern. *British Birds*, 87: 22-25.
- NIETHAMMER, G. 1953. Der Kolkkrabe (*Corvus corax*) von Fuerteventura, ein Beitrag zur Tiergeographie der östlichen Kanaren. *Bonn. zool. Beitr.*, 4(1-2): 73-78.
- NIKIFOROV, M. E. & MONGIN, E. A. 1998. Breeding waders of Belarus: number estimates and recent population trends. En, P. S. Tomkovich & E. A. Lebedeva (Eds.): *Breeding waders in Eastern Europe - 2000, Vol. 1*, pp. 93-96. Russian Bird Conservation Union. Moscow.
- NIPKOW, M. 1990. Habitatwahl des Triels (*Burbinus oedicnemus*) im Elsass. *J. Ornithol.*, 131: 371-380.
- NIPKOW, M. 1997. *Burbinus oedicnemus* Stone Curlew. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 252-253. T & AD Poyser. Londres.
- NOGALES, M. 1985. *Contribución al estudio de la flora y fauna en los Montes de Pajonales, Ojeda e Inagua (Gran Canaria)*. Tesis de Licenciatura. Universidad de La Laguna.
- NOGALES, M. 1990. Biología del Cuervo *Corvus corax tingitanus* Irby, 1874 en la isla de El Hierro e importancia en la dispersión de plantas superiores en el archipiélago canario. Tesis doctoral (inédita). Universidad de La Laguna.
- NOGALES, M. 1992a. Problemática conservacionista del Cuervo (*Corvus corax*) en Canarias y estado de sus distintas poblaciones. *Ecología*, 6: 215-223.
- NOGALES, M. 1992b. Antecedentes históricos del Cuervo (*Corvus corax* L.) en el archipiélago canario. *Anuario de Estudios Atlánticos*, 38: 643-657.
- NOGALES, M. 1994. High density and distribution patterns of a Raven *Corvus corax* population on an oceanic Island (El Hierro, Canary Islands). *Journal of Avian Biology*, 25(1): 80-84.
- NOGALES, M. & HERNÁNDEZ, E. C. 1994. Interinsular variations in the spring and summer diet of the Raven *Corvus corax* in the Canary Islands. *Ibis*, 136: 441-447.
- NOGALES, M. & HERNÁNDEZ, E. C. 1997. Diet of Common Ravens on El Hierro, Canary Islands. *J. Field Ornithol.*, 68(3): 382-391.
- NOGALES, M., HERNÁNDEZ, E. C. & TRUJILLO, N. 1989. Nesting of the Stone Curlew (*Burbinus oedicnemus distinctus*) in a forest of Canary Pine on the Island of El Hierro (Canary Islands). *Malimbus*, 11: 98-99.
- NOGALES, M., HERNÁNDEZ, E. C. & VALDÉS, F. 1999. Seed dispersal by common ravens *Corvus corax* among island habitats (Canarian Archipelago). *Écoscience*, 6(1): 56-61.
- NOGALES, M. & MEDINA, F. M. 1996. A review of the diet of feral domestic cats (*Felis silvestris* f. *catus*) on the Canary Islands, with new data from the laurel forest of La Gomera. *Z. Säugetierkunde*, 61: 1-6.
- NOGALES, M., VALIDO, A., ORAMAS, M. & MARRERO, M. 1993. Preliminary data on the breeding of the Great Spotted Woodpecker (*Dendrocopos major* L., 1758) in the Canary Islands. *Bol. Mus. Mun. Funchal*, Supl. 2: 199-210.
- NOVAL, A. 1967. Estudio de la avifauna de Guipúzcoa. *Munibe*, 19: 5-78.
- NOVAL, A. 1975. *El Libro de la Fauna Ibérica. Aves*. Ed. Naranco. Oviedo.
- NOVAL, A. 1976. *La Fauna Salvaje Asturiana. Colección popular asturiana*. Ayalga Ediciones. Gijón.
- NOVAL, A. 1986. *Guía de las aves de Asturias*. Alfredo Noval Editor. Gijón.
- NOVAL, A. 2000a. *Numenius arquata*. En, F. Álvarez-Balbuena, A. Vigil, C. M. Álvarez Laó, M. E. Carballal, E. García Sánchez, & J. A. García

- Cañal (Coords.): *Aves raras y escasas en Asturias*, pp. 64. Coordinadora Ornitológica d'Asturies. Gijón.
- NOVAL, A. 2000b. *Guía de las Aves de Asturias*. 2ª edición. Alfredo Noval Editor. Gijón.
- NOVAL, A. 2001. *Guía de las aves de Asturias*. 3ª edición. Alfredo Noval Editor. Gijón.
- NOVAL, A. & CORTÉS, X. 2000. *Numenius arquata*. En, F. Álvarez-Balbuen, A. Vigil, C. M. Álvarez Laó, M. E. Carballal, E. García Sánchez, & J. A. García Cañal (Coords.): *Aves raras y escasas en Asturias*, pp. 64. Coordinadora Ornitológica d'Asturies. Gijón.
- NOVOA, C. 1998. La Perdrix Grise dans les Pyrénées-Orientales. Tesis Doctoral. Universidad de París.
- NOVOA, C., HANSEN, E. & MÈNONI, E. 1990. La mortalité de trois espèces de galliformes par collision dans les câbles: résultats d'une enquête pyrénéenne. *Bull. Mens. O.N.C.*, 151.
- NOWAK, M. 1987. Ornithologische beobachtungen auf Lanzarote (Kanarische Inseln). *Orn. Mitt.*, 39(7): 179-182.
- NUEVO, J. A. 1990. Avifauna nidificante en los medios agrícolas de la provincia de Álava. *Estudios del Museo de Ciencias Naturales de Álava*, 5: 137-145.
- NÚÑEZ, M. A. & BALLESTEROS, G. A. 1997. Programa de Seguimiento e Información en los Humedales Protegidos de la Región de Murcia. II. Saladares del Guadalentín. Informe inédito para la Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente de la Región de Murcia.
- NÚÑEZ, M. A. & BALLESTEROS, G. A. 1998. Dinámica poblacional y selección de hábitat del Sísón (*Tetrax tetrax* L.) en los Saladares del Guadalentín. *El Naturalista Indómito*, 7: 1-5.
- OBESO, J. R. & BAÑUELOS, M. J. 2001. Diagnóstico de conservación del Urogallo Cantábrico. Informe inédito para el Ministerio de Medio Ambiente.
- O'BRIAN, M. & FARRELY, P. 1990. Breeding biology of Little tern at Newcastle, Co. Wicklow and the impact of conservation action, 1985-1990. *Irish Birds*, 4: 149-168.
- O'CONNOR, R. J. & SHRUBB, M. 1986. *Farming and Birds*. Cambridge University Press. Cambridge.
- OGM. 1999. Observatoire des Galliformes de montagne. Rapport annuel 1999. Programme OGM/038. Tendance des effectifs de Grand Tétrax *Tetrao urogallus* sur des places de chant d'intérêt particulier. Pp.160-170.
- OLEA, P. 2001. Postfledging dispersal in the endangered Lesser Kestrel *Falco naumanni*. *Bird Study*, 48: 110-115.
- OLEA, P. P. 2000. *Ecología de la población reproductora de Graja* *Corvus frugilegus* en la provincia de León. Secretariado de Publicaciones. Universidad de León. León.
- OLEA, P. P., GARCÍA, J., FERNÁNDEZ, J., ROMÁN, J., GONZÁLEZ-VÉLEZ, M. & GUTIÉRREZ, C. 1997. Situación actual de la población reproductora de Graja (*Corvus frugilegus* Linnaeus, 1758) en España. *Ardeola*, 44: 3-7.
- OLIOSO, G. & CHEYLAN, G. 1999. Alouette calandrelle *Calandrella brachydactyla*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France*, pp. 418-419. SEOF/LPO. París.
- OLTRA, C. & GÓMEZ-SERRANO, M. A. 1993. Situation of breeding population of Kentish Plover (*Charadrius alexandrinus*) in Valencia Area (Spain) in 1993. First results. *Newsletter*, 3: 12-15.
- OLTRA, C. & GÓMEZ-SERRANO, M. A. (en línea). Situación de la población nidificante de Chorlito Patinegro en la Comunidad Valenciana 1993. <http://www.internatura.uji.es/anuario/inform2.html>. [consulta: 3 octubre de 2002].
- ONC. 2000. Le Grand Tétrax. *Brochures techniques de l'ONC*, 27.
- ONF. 1996. *Gestion forestière et Grand Tétrax*. Pyrénées. Office National des Forêts. Toulouse.
- ONRUBIA, A. & FAJARDO, I. 1997. Lechuza Campestre. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 266-267. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- ONRUBIA, A. & JUBETE, F. 1998. Estatus reproductor de la Lechuza Campestre *Asio flammeus* en España (1993-94). In, R. D. Chancellor, B. U. Meyburg & J. J. Ferrero (Eds.): *Holarctic Birds of Prey*, pp. 459-466. World Working Group on Birds of Prey-ADENEX. Berlin-Mérida.
- ONRUBIA, A., PURROY, F. J. & ÚBEDA, A. 1996. La eficacia de señales de visualización sobre la colisión y electrocución de aves en los tendidos eléctricos de Madrigal de las Altas Torres (Ávila). En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las Aves Esteparias y su Hábitat*, pp. 265-272. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- ONRUBIA, A., SÁENZ DE BURUAGA, M., CAMPOS, M. A. & BALMORI, A. 2001. Estudio faunístico del Parque Natural de Izki (Álava). Informe inédito para la Diputación Foral de Álava.
- ONRUBIA, A., SÁENZ DE BURUAGA, M. & FERNÁNDEZ, C. 1999. Situación de la Perdiz Pardilla en el Sistema Ibérico, Montes Vascos y Pirineo Occidental. En, *Actas de las Jornadas sobre la Perdiz Xerra*, pp. 30-44. Esterri d'Aneu, Lleida.
- ONRUBIA, A., SÁENZ DE BURUAGA, M., OSBORNE, P., BAGLIONE, V., PURROY, F. J., LUCIO, A. J. & CAMPOS, M. A. 1998. Informe sobre la viabilidad de la población Navarra de avutardas. Informe inédito para el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra. Pamplona.
- ONRUBIA, A., SÁENZ DE BURUAGA, M., OSBORNE, P., BAGLIONE, V., PURROY, F. J., LUCIO, A. J., CAMPOS, M. A. 2000. Situación de la avutarda común (*Otis tarda*) en Navarra y algunos datos sobre su reproducción y mortalidad. *Anuario Ornitológico de Navarra*, 5: 27-34.
- ONRUBIA, A., SÁENZ DE BURUAGA, M., ROBLES, J. L., PURROY, F. J., LÓPEZ, J. M., DOMÍNGUEZ, F., LUCIO, A. & CAMPOS, M. A. 2000. La Perdiz Pardilla en La Rioja. Informe inédito para el Departamento de Medio Ambiente del Gobierno de Navarra. Pamplona.
- OÑATE, J. J. 1999. Resultados y efectos de un programa agroambiental: el caso de las Estepas Cerealistas en Castilla y León. En, F. Suárez & J. J. Oñate (Eds.): *Conservación de la naturaleza y mundo rural: experiencias y perspectivas para el siglo XXI*. F. Suárez Ed. Madrid.
- ORAMAS, M. & MORENO, J. M. 1991. Estudio de diversos aspectos de la biología del Pico Picapinos (*Dendrocopos major canariensis*) y aplicaciones al uso de las casetas nido en la isla de Tenerife. Informe inédito de Macarotecnia S. L para el Gobierno de Canarias.
- ORAMAS, M. & RODRÍGUEZ, J. L. 1991. Pico Picapinos *Dendrocopos major*. *Noticiario Ornitológico*. *Ardeola*, 38(2): 345.
- ORELLANA, M. A. 1995. *Catálogo y descripción de los pardals de l'Albufera de Valencia*. Valencia.
- ORGAMBIDEXKA COL LIBRE. 1999. *Transpyr 1998*. *OCL*, 32: 2.
- ORIA, J. & CABALLERO, J. 1992. *Control, seguimiento y problemática de conservación del Águila Imperial en España Central*. Documento Técnico. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- ORZAOLA, G., SACHOYARTO, F. & VALLE, A. 1994. Estimación de la población reproductora de aves marinas en Cantabria. *Bol. GLAM*, 18: 11-12.
- ORO, D. 1995. The influence of commercial fisheries in daily activity of Audouin's Gull *Larus audouinii* in the Ebro Delta, NE Spain. *Ornis Fennica*, 72: 154-158.
- ORO, D. 1996a. Colonial seabird breeding in dense and small sub-colonies: an advantage against aerial predators. *Condor*, 98: 848-850.
- ORO, D. 1996b. Are migrating Peregrine Falcons *Falco peregrinus* a threat to breeding Audouin's Gull *Larus audouinii* at the Ebro Delta?. *Colonial Waterbirds*, 19: 270-272.
- ORO, D. 1998. Audouin's Gull account. En, M.A. Ogilvie (Ed.): *Birds of Western Palearctic*. Vol. 2, pp. 47-61. Oxford University Press. Oxford.
- ORO, D. 1999. Trawler discards: a threat or a resource for opportunistic seabirds? En, N. J. Adams & R. H. Slotow (Eds.): *Proceedings of the 22nd International Ornithology Congress*, pp. 717-730. BirdLife South Africa. Johannesburg.
- ORO, D. 2001. Breeding biology and population dynamics of Slender-billed Gulls *Larus genei* at the Ebro Delta (western Mediterranean). *Waterbirds*, 25: 67-77.
- ORO, D., BACCETTI, N., BOUKHALFA, D., EKEN, G., EL HILI, A., GOUTNER, V., KARAUZ, S., PAPAConstantinou, C., RECORBET, B. & RUIZ, X. 2000. Current breeding distribution and status of Audouin's gulls *Larus audouinii* in the Mediterranean. En, J. Sultana & P. Yésou (Eds.): *Monitoring and Conservation of Birds, Mammals and Sea Turtles of the Mediterranean and Black Seas*, pp. 69-80. BirdLife Malta. Malta.
- ORO, D. & GENOVART, M. 2001. *Seguiment de les colònies de oria de gavina de bec vermell Larus audouinii al Parc Natural de sa Dragonera (2001)*. Informe para el Consell Insular Mallorca. Palma de Mallorca.
- ORO, D., GENOVART, M., RUIZ, X., JIMÉNEZ, J. & GARCÍA-GANS, J. 1996. Differences in diet, population increase and breeding performance between two colonies of Audouin's Gulls *Larus audouinii* during breeding seasons affected by a trawling moratorium. *Journal of Avian Biology*, 27: 245-251.
- ORO, D., JOVER, L. & RUIZ, X. 1996. Influence of trawling activity on the breeding ecology of a threatened seabird, Audouin's Gull *Larus audouinii*. *Marine Ecology Progress Series*, 139: 19-29.
- ORO, D. & MARTÍNEZ VILALTA, A. 1992. The colony of the Audouin's Gull at the Ebro Delta. *Avocetta*, 16: 98-101.

- ORO, D. & MARTÍNEZ VILALTA, A. 1994a. Migration and dispersal of Audouin's Gull *Larus audouinii* from the Ebro Delta colony. *Ostrich*, 65: 225-230.
- ORO, D. & MARTÍNEZ VILALTA, A. 1994b. Factors affecting kleptoparasitism and predation rates of Audouin's Gull *Larus audouinii* by the Yellow-legged Gull *Larus cachinnans* at the Ebro Delta. *Colonial Waterbirds*, 17: 35-41.
- ORO, D., MARTÍNEZ VILALTA, A. & ESCOLA TALLER DELTA DE L'EBRE. 1992. Notes faunistiques. *Charadrius alexandrinus*. *Butlletí Parc Nat. Delta de l'Ebre*, 7: 48.
- ORO, D. & MUNTANER, J. 2000. La gaviota de Audouin en Cabrera. En, G. X. Pons (Ed.): *Las aves del Parque Nacional marítimo-terrestre del archipiélago de Cabrera (Islas Baleares, España)*, pp. 95-112. Colección Técnica. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- ORO, D. & PRADEL, R. 1999. Recruitment of Audouin's gull to the Ebro Delta colony at metapopulation level in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 180: 267-273.
- ORO, D. & PRADEL, R. 2000. Determinants of local recruitment in a growing colony of Audouin's gull. *Journal of Animal Ecology*, 69: 119-132.
- ORO, D., PRADEL, R. & LEBRETON, J. D. 1999. The effects of nest predation and food availability on life history traits in Audouin's gull. *Oecologia*, 118: 438-445.
- ORO, D. & RUIZ, X. 1997. Seabirds and trawler fisheries in the northwestern Mediterranean: differences between the Ebro Delta and the Balearic Is. areas. *ICES Journal of Marine Sciences*, 54: 695-707.
- ORO, D., RUIZ, X., JOVER, L., PEDROCCHI, V. & GONZALEZ-SOLIS, J. 1997. Audouin's Gull diet and adult time budget responses on changes in food availability induced by commercial fisheries. *Ibis*, 139: 631-637.
- ORO, D. & RUXTON, G. D. 2001. The formation and growth of seabird colonies: Audouin's gull as a case study. *Journal of Animal Ecology*, 70: 527-535.
- OROBITG, M. 1999. *Aves de la alta serranía de Cuenca*. Diputación Provincial de Cuenca. Cuenca.
- ORTA, J., STREICH, E. & GIL, J. I. 1998. Conservación de Especies Prioritarias en Humedales Mediterráneos: el Avetoro (*Botaurus stellaris*). Proyecto Life-Naturaleza B4-3200/96/502. Seguimiento del Avetoro 1998, Parc Natural Aiguamolls de l'Empordà. Informe inédito para Departament de Medi Ambient. Generalitat de Catalunya.
- ORTUÑO, A. 1996a. Collalba Rubia *Oenanthe hispanica*. En, R. Martínez, A. Ortuño, J. Villalba, J. M. López, F. Cortes & F. J. Carpena (Eds.): *Atlas de las aves del norte de Murcia (Jumilla-Yecla)*, pp. 248-249. Caja de Ahorros del Mediterráneo. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de Murcia. Excmo. Ayuntamiento de Jumilla y Excmo. Ayuntamiento de Yecla. Jumilla-Yecla. Murcia.
- ORTUÑO, A. 1996b. Terrera Marismesa *Calandrella rufescens*. En, R. Martínez, A. Ortuño, J. Villalba, J. M. López, F. Cortés & F. J. Carpena (Eds.): *Atlas de las Aves del Norte de Murcia (Jumilla-Yecla) 1989-1993*, pp. 202-203. Caja de Ahorros del Mediterráneo. Consejería de Medio Ambiente, Agricultura y Agua de la Comunidad Autónoma de Murcia. Excmo. Ayuntamiento de Jumilla y Excmo. Ayuntamiento de Yecla. Jumilla-Yecla. Murcia.
- OSIECK, E. 1994. Spoonbill *Platalea leucorodia*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath (Eds.): *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 104-105. Bird-Life International. Cambridge.
- OSPAR COMMISSION. 2000. *Quality Status Report 2000*. OSPAR Commission. London.
- OSTOS, F. 1998. Evolución de la Población de Buitre Negro Nidificante en la Provincia de Sevilla 1998-1997. Informe inédito.
- OSTOS, F. 2000. Datos de la evolución de la Población de Buitre Negro Nidificante en la Provincia de Sevilla 97-99. Informe inédito.
- OTERO-MUERZA, C. 1980. Contribución al conocimiento de las lagunas de alcazar de San Juan. *Boletín Estación central de Ecología*, 9(18): 63-79.
- OVERDIJK, O. 2001. Development of Spoonbill populations in NW Europe. En, *Wetlands Management and conservation of spoonbills and other waterbirds. Proceedings of the 3th Eurosite Spoonbill Network*, pp. 14-15. Huelva. España.
- OVERDIJK, O., DE LE COURT, C. & GUEYE, A. 2001. *Spoonbill count on the Banc d'Arguin, Mauritania, January 2000*. Zeist, Nouakchott, Wiwo-report 70. Wiwo & PNBA.
- OWEN, D. A. L. 1989. Factors affecting the status of the Chough in England and Wales; 1780-1980. En, BIGNAL, E. & CURTIS, D. J. (Eds.): *Choughs and Land-use in Europe*, pp. 72-80. Scottish Chough Study Group. Argyll.
- OWEN, K. M. & MARRS, R. H. 2000. Creation of heathland on former arable land at Minsmere, Suffolk: the effects of soil acidification on the establishment of *Calluna* and ruderal species. *Biological Conservation*, 93: 9-18.
- OWEN, M. & BLACK, J. M. 1990. *Waterfowl ecology*. Blackie. Glasgow.
- PAEA. 2001. *Anas crecca*. En, A. Martínez-Vilalta (Ed.): *Anuari d'Ornitologia de Catalunya 1998*, pp. 73-74. Grup Càtala d'Anelament. Barcelona.
- PAILHAUGUE, N. 1995. La faune de Salle Monique, Grotte de la Vache (Alliat, Ariège). *Bulletin de la Société Préhistorique de l'Ariège, Tome L*.
- PAIN, D. J., HILL, D. & MCCracken, D. I. 1997. Impact of agricultural intensification of pastoral systems on bird distribution in Britain 1970-1990. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 64: 19-32.
- PAIN, D. J. & PIENKOWSKI, M. W. (Eds.). 1997. *Farming and birds in Europe. The common agricultural policy and its implications for bird conservation*. Academic Press. London.
- PAIS, J. L. & GARCIA, R. 2000. Contribución al estudio del espectro alimentario de *Pyrhocorax pyrrhocorax barbarus* durante la estación invernal en la isla de La Palma: primeros datos para las Islas Canarias. *UNED*, 6: 27-37.
- PALACÍN, C. 1990. Biología y situación del alcotán en España. *Quercus*, 53: 6-10.
- PALACIN, C. 1994. Datos sobre la alimentación de los pollos de Alcotán (*Falco subbuteo*) en la campiña de Villalar (Valladolid). *Resums del VI Congrés de biologia y conservació dels rapinyaires mediterranis*. Govern Balear. Mallorca.
- PALACIOS, C.-J. 1998. Pardela Chica *Puffinus assimilis*. *Noticiario Ornitológico*. *Ardeola*, 45(2): 241.
- PALACIOS, C.-J. 1999. El alimoche se extingue en Canarias. *Quercus*, 160: 8-14.
- PALACIOS, C.-J. 2000. Decline of the Egyptian Vulture (*Neophron percnopterus*) in the Canary Islands. *The Journal of Raptor Research*, 34(1): 61.
- PALACIOS, C.-J. 2001. *Situación actual y distribución de las aves rapaces en las Islas Canarias*. Comunicación a las Primeras Jornadas Medioambientales de Fuerteventura. Pájara.
- PALACIOS, C.-J. 2002. El Ratonero en las Islas Canarias Orientales. Informe inédito.
- PALACIOS, C.-J. (en prensa). Primeros datos sobre la fenología y biología reproductora del Tarro Canelo (*Tadorna ferruginea*) en Fuerteventura (Islas Canarias) (Aves: Anatidae). *Viraea*, 00: 000-000.
- PALACIOS, C.-J., GANGOSO, L., DONÁZAR, J. A., HIRALDO, F., NEGRO, J. J., CEBALLOS, O. & DE LA RIVA, M. 2002. El alimoche canario, una nueva subespecie en peligro de extinción. *Quercus*, 196.
- PALACIOS, C.-J., GANGOSO, L., DONÁZAR, J. A., HIRALDO, F., NEGRO, J. J. & DE LA RIVA, M. 2002. *El guirre mayorero. Ecología y conservación de una nueva subespecie canaria: Neophron percnopterus majorensis*. Cabildo de Fuerteventura. Puerto del Rosario.
- PALACIOS, C. J. & TELLA, J. L. 2003. Aves esteparias de Canarias: una comunidad en peligro. *Quercus*, 209: 14-21.
- PALACIOS, J. & RODRÍGUEZ, M. 1993. *Guía de la Reserva de las Lagunas de Villafáfila (Fauna. Aves)*. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- PALACIOS, J. & RODRÍGUEZ, M. 1998. La Gestión en la Reserva de Las Lagunas de Villafáfila. *Montes*, 52: 139-148.
- PALACIOS, J. & RODRÍGUEZ, M. 1999. *Guía de fauna de la Reserva "Las Lagunas de Villafáfila" (Peces. Anfibios. Reptiles. Mamíferos y Aves)*. Monografías de la Red de Espacios Naturales de Castilla y León. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- PALERM, J. C., MARTÍNEZ, O. & CARDONA, J. E. 2000. Seguimiento de la avifauna a la zona húmeda de la Reserva Natural de ses Salines d'Eivissa i Formentera. Informe inédito para Reserva Natural de Ses Salines d'Eivissa i Formentera, Organismo Autónomo Parques Nacionales.
- PALMA, L. 1985. Present situation of birds of prey in Portugal. En, I. Newton & R. D. Chancellor (Eds.): *Conservation studies on raptors*, pp. 3-14. ICBP Technical Publications N° 5. Cambridge. Reino Unido.
- PALMA, L. 2001. The Osprey *Pandion haliaetus* on Portuguese coast: past, present and recovery potential. *Die Vogelwelt*, 122: 179-190.
- PALMA, L., FERREIRA, J., CANGARATO, R. & PINTO, P. V. 2000. A situação actual do Guincho na República de Cabo Verde. Informe inédito. INDP (Instituto Nacional de Desenvolvimento das Pescas). Departamento de Investigação Haliéutica. Mindelo. San Vicente.
- PALMA, L., ONOFRE, N. & POMBAL, E. 1999. Revised distribution and status of diurnal birds of prey in Portugal. *Avocetta*, 23: 3-18.

- PALMA BARCENILLA, C. 1996. Collalba Rubia *Oenanthe hispanica*. En, J. Román, F. Román, L. M. Ansola, C. Palma & R. Ventosa (Eds.): *Atlas de las Aves Nidificantes de la provincia de Burgos*, pp. 206-207. Ed. Caja de Ahorros del Círculo Católico. Burgos.
- PALMER, M. 1995. Terrera Marisma *Calandrella rufescens*. En, J. L. Dies & B. Dies (Eds.): *Anuario Ornitológico Comunidad Valenciana. 1994*, pp. 92. Estación Ornitológica Albufera. SEO/BirdLife. Valencia.
- PALMER, M. 1997. Terrera Marisma *Calandrella rufescens*. En, J. L. Dies & B. Dies (Eds.): *Anuario Ornitológico Comunidad Valenciana. 1994*, pp. 83-84. Estación Ornitológica Albufera. SEO/BirdLife. Valencia.
- PALMER, R. S. 1988. Black-shouldered Kite. En, R.S. Palmer (Ed.): *Handbook of North American Birds, Vol. 4*. Yale University Press. New Haven. USA.
- PALOMINO, J. J. 2001. Vencejo Cafre *Apus caffer*. En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp. 181. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- PALOMO, J. J. 1992. Informe provisional del seguimiento de la mortalidad de vertebrados en las carreteras de Castellón. Septiembre 1991. En, López, J. (Ed): *I Jornadas para el estudio y prevención de la mortalidad de vertebrados en carreteras*. CODA.
- PARACUELLOS, M. 2001. Estructura y conservación de las comunidades de aves en humedales del sudeste ibérico. Tesis Doctoral (inédita). Universidad de Almería.
- PARACUELLOS, M. & NEVADO, J. C. 1995. Nidificación de Láridos en la provincia de Almería (SE Ibérico). *Doñana Acta Vertebrata*, 22: 102-106.
- PARDE, J. M. & BONAVENTURE, A. 1991. Notes sur le statut et problematique de gestion du Lagopède (*Lagopus mutus pyrenaicus*) en Comminges (Haute-Garonne, France). *Acta Biol. Montana*, 10: 99-108.
- PARDO, L. 1942. *La Albufera de Valencia*. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid.
- PARDO R. 1997. Bigotudo *Panurus biarmicus*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- PARDO DE SANTAYANA, J. I. 1974. Contribución a la ornitología del Pantano del Ebro, con algún dato de otras localidades de Santander. *Ardeola*, 20: 221-228.
- PARREJO, D., AVILÉS, J., FERRERO, J. J., RIVERA, D. & CASAS, J. M. 2001. Communal roosting and diet of Black-shouldered Kites (*Elanus caeruleus*) wintering in Southwestern Spain. *Raptor Research*, 35(2): 162-164.
- PARREJO, D., LÓPEZ, A. & CORBACHO, C. 1996. Análisis de la invernada de la Cigüeña Negra en Extremadura, España. Comunicación, *II Conferencia Internacional sobre la Cigüeña Negra, marzo 1996*. ADENEX. Trujillo.
- PARREJO, E. L. & SÁEZ, O. 1995. *Estudio ornitológico del Campo de Gibraltar y Centa*. Instituto de Estudios Campogibraltareños. Algeciras.
- PARRELLADA, X. 2000. La perdiu blanca, una reliquia glacial amenazada. *Biotropica*, 2: 32-35.
- PARKES, C., TORÉS RUIZ, A. & TORÉS SÁNCHEZ, A. [en línea]. *Población invernante de Cigüeña Negra (Ciconia nigra) en los arrozales junto al río Guadalquivir*. <http://www.alados.org>.
- PARKES, K. C. 1958. Specific relationships in the genus *Elanus*. *Condor*, 60: 139-140.
- PARODY, J. 1987. *Censo de Avutarda y Vencejo Culiblanco Cafre en la provincia de Cádiz. Año 1987*. Informe de la Agencia de Medio Ambiente. Cádiz.
- PARRA, F. 1988. Cigüeñas Negras en Madrid. *Quercus*, 31: 5.
- PASINELLI, G. 2000. Oaks and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker. *Biological Conservation*, 93(2): 227-235.
- PASINELLI, G. & HEGELBACH, J. 1997. Characteristics of trees preferred by foraging middle spotted woodpecker in northern Switzerland. *Ardea*, 85(2): 203-209.
- PASQUET, E. 1988. Contribution à l'étude du régime alimentaire des Guillemots de Troil (*Uria aalge*) et Petits Pingouins (*Alca torda*) hivernant dans les eaux françaises. *Alauda*, 36: 8-21.
- PASQUET, E. & MONNAT, J. Y. 1990. Dispersion géographique des Cormorans huppés juvéniles de la mer Celtique. *L'Oiseau et R.F.O.*, 60: 94-109.
- PASTOR, D., JOVER, L., RUIZ, X. & ALBAIGÉS, J. 1995. Monitoring organochlorine pollution in Audouin's Gull eggs: the relevance of sampling procedures. *The science of Total Environment*, 162: 215-223.
- PATERSON, A. M. 1996. *Anuario ornitológico de Málaga 1994*. SEO-Málaga. Málaga.
- PATERSON, A. M. 1997. *Las Aves Marinas de España y Portugal*. Lynx Edicions. Barcelona.
- PATERSON, A. M., JIMÉNEZ, J. J. & ROMÁN, A. 1999. *Anuario Ornitológico de Málaga 1995-1997*. SEO-Málaga. Málaga.
- PATERSON, A. M., MARTÍNEZ VILALTA, A. & DÍES, J. I. 1992. Partial breeding failure of Audouin's Gull in two Spanish colonies in 1991. *British Birds*, 85: 97-100.
- PATRIMONIO, O. 1999. Milan royal *Milvus milvus*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot: *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations Tendances. Menaces. Conservation. Société d'Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux*. Paris.
- PATRIMONIO, O. & PRATZ, J. L. 1999. Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 144-145. Société d'Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- PATTERSON, I. J. 1982. *The Shelduck-a study in behavioural ecology*. Cambridge University Press. Cambridge.
- PCAGA (PLAN COORDINADO DE ACTUACIONES DE LA GAVIOTA DE AUDOUIN). 1994. Ecología y situación de la Gaviota de Audouin en España. *Quercus*, 100: 4-11.
- PEACH, W. J., SIRIWARDENA, G. M. & GREGORY, R. D. 1999. Long-term changes in over-winter survival rates explain the decline of reed buntings *Emberiza schoeniclus* in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 36: 798-811.
- PECHUÁN, L. 1965. Sobre Charranes, Fumareles y Ardeidas que nidifican en la Albufera de Valencia. *Ardeola*, 10: 39-41.
- PECHUÁN, L. 1974. La colonia de *Larus audouinii* en las Islas Columbretes. *Ardeola*, 20: 358-359.
- PECO, B. & SUÁREZ, F. (Coord.). 1993. Recomendaciones para la gestión y conservación del medio natural frente a los cambios relacionados con la Política Agraria Comunitaria (PAC). Informe inédito. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- PEDROCCHI, C. 1987a. *Fauna Ornítica del Alto Aragón Occidental*. Instituto Pirenaico de Ecología-CSIC. Jaca.
- PEDROCCHI, C. 1987b. La sucesión de la comunidad ornítica ante el drenaje de La Laguna (Sariñena, Huesca). En, *Actas del I Congreso Internacional de Aves Esteparias*, pp. 315-325. Junta de Castilla y León. León.
- PEDROCCHI, V., ORO, D., GONZÁLEZ-SOLÍS, J., RUIZ, X. & JOVER, L. (en prensa). Differences in feeding ecology between the two largest breeding colonies of Audouin's gull: the effects of fishery activities. *Scientia Marina*, 00: 000-000
- PEIRÓ V. 1992. Ecología de las poblaciones de perdiz roja (*Alectoris rufa*) en la provincia de Alicante y su aplicación a la gestión cinegética. Tesis doctoral. Servicio de publicaciones de la Universidad de Alicante.
- PEIRÓ, V. 2001. Écologie de la reproduction de la Tourterelle des bois en Espagne. *Faune sauvage*, 63-65.
- PELAYO, E. & SAMPIETRO, F. J. 1993. Caracterización de la fauna silvestre (aves) y de sus biotopos en la zona de transformación del canal de Calanda (Teruel). Informe inédito para Departamento de Agricultura, Ganadería y Montes, Diputación General de Aragón.
- PELAYO, E. & SAMPIETRO, F. J. 1998a. Paloma zurita. En, F. J. Sampietro, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 188-189. Gobierno de Aragón. Zaragoza.
- PELAYO, E. & SAMPIETRO, F. J. 1998b. Pato Colorado *Netta rufina*. En, F. J. Sampietro, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 94-95. Gobierno de Aragón. Zaragoza.
- PELAYO, E. & SAMPIETRO, F. J. 1998c. Alcaudón Real *Lanius excubitor*. En, F. J. Sampietro, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 386-387. Gobierno de Aragón. Zaragoza.
- PELAYO, E. & SAMPIETRO, F. J. 2000. *Incidencia de los tendidos eléctricos sobre aves sensibles en Aragón*. Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Aragón. Serie: Investigación. Zaragoza.
- PENA, J. 1990. Proyecto de estudio e instalación de cajas nido artificiales para Carracas *Coracias garrulus* en la Comunidad de Madrid. Informe inédito.
- PENAS-PATINO, X. M., GUITIÁN, X., LÓPEZ, Z. & ÁLVAREZ, E. (Coords.) 1995. *Atlas de vertebrados de Galicia. Tomo II. Aves*. Sociedade Galega de Historia Natural. Ed. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.

- PEPLER, D. 1996. *Management of Lesser Kestrels Falco naumanni overwintering in Africa. A dissertation submitted to the University of Cambridge for the Degree of Master of Philosophy*. Wolfson College. Cambridge.
- PERCO, F. 1989. Recent changes in size of Goose populations in Italy. En, *Western Palearctic Geese. IWRB Special publication*, 14: 169-172.
- PEREA, D. F., RUIZ TAPIADOR, F. J. & RUIZ TAPIADOR, J. 2000. Charrán Común *Sterna hirundo*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 47(1): 168.
- PEREA, D. F., RUIZ-TAPIADOR, J. F. & RUIZ-TAPIADOR, J. 2000. Tarro Blanco *Tadorna tadorna*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 47(1): 163.
- PEREA, D. F., RUIZ TAPIADOR, F. J. & RUIZ TAPIADOR, J. 2001. Charrán Común *Sterna hirundo*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 48(1): 144.
- PEREA, D. F., RUIZ-TAPIADOR, J. F. & RUIZ-TAPIADOR, J. 2001. Tarro Blanco *Tadorna tadorna*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 48(1): 139.
- PEREA, J. L., MORALES, M. & VELASCO, J. 1990. *El Alimoche* (Neophron percnopterus) en España. Población, distribución, problemática y conservación. Colección Técnica. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid
- PERENNOU, C., ROSE, P., TOMIALOJC, L. 1994. Pintail *Anas acuta*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath (Eds.): *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 122-123. BirdLife International. Cambridge.
- PÉREZ-CHISCANO, J. L. 1969. Breve asomo de un ornitólogo peninsular a la avifauna de Canarias. *Ardeola*, 13: 217-226.
- PÉREZ-CHISCANO, J. L. 1975. Avifauna de los cultivos de regadío del Guadiana (Badajoz). *Ardeola*, 21: 753-794.
- PÉREZ-NIEVAS, J. A. 1999. Seguimiento del Avetoro Común en Navarra. Informe inédito para el Gobierno de Navarra.
- PÉREZ-NIEVAS, J. A. 2000. Seguimiento del Avetoro Común en Navarra. Informe inédito para el Gobierno de Navarra.
- PÉREZ-NIEVAS, J. A. 2001. Seguimiento del Avetoro Común en Navarra. Informe inédito para el Gobierno de Navarra.
- PÉREZ-NIEVAS, J. A. 2002. Seguimiento del Avetoro Común en Navarra. Informe inédito para el Gobierno de Navarra.
- PÉREZ-NIEVAS, J. A. & VADILLO, J. M. 1998. Seguimiento del Avetoro Común en Navarra. Informe inédito para el Gobierno de Navarra.
- PÉREZ DE AÑA, J. M. 2000. *Aves marinas y acuáticas de las marismas de Santoña, Victoria, Joyel y otros humedales de Cantabria*. Fundación Marcelino Botín. Santander.
- PÉREZ DE PAZ, P. L., SALAS, M., RODRÍGUEZ, O., ACEBES, J. R., DEL ARCO, M. J. & WILPREDT, W. 1994. *Atlas cartográfico de los pinares canarios: IV. Gran Canaria y plantaciones de Fuerteventura y Lanzarote*. Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno de Canarias. Santa Cruz de Tenerife.
- PÉREZ PADRÓN, F. 1983. *Las aves de Canarias*. Tercera edición ampliada y revisada. Aula de Cultura del Excmo. Cabildo Insular de Tenerife. Santa Cruz de Tenerife.
- PÉREZ PADRÓN, F. 1999. *Guía de Aves de Canarias (Pájaros Sedentarios y Nidificantes)*. Editorial Interinsular Canaria.
- PERIS, S. J. 1981. Observations ornithologiques dans le sud ouest du Maroc. *Bulletin de l'Institut Scientifique Rabat*, 5: 135-141.
- PERIS, S. J. 1983. Aves acuáticas de lagunas y charcas de la provincia de Salamanca. *Alytes*, 1: 107-126.
- PERIS, S., SUÁREZ, F. & TELLERÍA, J. L. 1977. Estudio ornitológico del sabinar (*Juniperus thurifera* L.) de Maranchón (Guadalajara). Descripción de la vegetación y aplicación del método de la parcela. *Ardeola*, 22: 3-27.
- PERSSON, H. 1995. Invernada de Ansares en España. *Quercus*, 109: 19-22.
- PESTANO, J., BROWN, R. P., RODRÍGUEZ, F. & MORENO, A. 2000. Mitochondrial DNA control region diversity in the endangered blue chaffinch, *Fringilla teydea*. *Mol. Ecology*, 9: 1421-1425.
- PETTERSSON, B. 1983. Foraging behaviour of the Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in Sweden. *Holarctic ecology*, 6: 263-269.
- PETTERSON, B. 1985. Relative importance of habitat area, isolation and quality for the occurrence of Middle Spotted Woodpecker. *Holarctic Ecology*, 8: 53-58.
- PICAZO, J. 1989. *Aves de La Roda y Fuentesanta (Albacete)*. Fenología, nidificación y Comunidades. Instituto de Estudios Albacetenses "Don Juan Manuel" (Diputación de Albacete)-CSIC. Confederación Española de Centros de Estudios Locales. Serie I-Ensayos históricos y científicos- N° 42.
- PIERSMA, T. & BLOKSMA, N. 1987. Large flocks of choughs *Pyrrhocorax pyrrhocorax* harvesting caterpillars in pinewood on La Palma, Canary Islands. *Birds Study*, 34: 127-128.
- PINEAU, J. & GIRAUD-AUDINE, M. 1977. Notes sur les oiseaux nicheurs de l'extrême nord-ouest du Maroc: Reproduction et mouvements. *Alauda*, 45: 75-103.
- PINEAU, O., KAISER, Y. & HAFNER, H. 1992. Nidification de l'Ibis falcinelle (*Plegadis falcinellus*) en Camargue en 1991. *L'Oiseau et R.F.O.*, 62: 174-178.
- PIROT, J. Y., LAURSEN, K., MADSEN, J. & MOVAL, J. Y. 1989. Population estimates of swans, geese, ducks and Eurasian Coot in the Western Palearctic and Sahelian Africa. En, H. Boyd & J. Y. Pirot (Ed.): *Flyways and Reserves Network. IWRB Special Publication*, 9.
- PIZARRO, V. M. & FERRERO, J. J. 1999. Cigüeña Negra, símbolo de los agreste. *Biológica*, 33: 36-44.
- PLAN NACIONAL DE REGADÍOS (en línea) Plan Nacional de Regadíos-Índice de Mapas. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. <http://www.mapya.es/desarr/pags/pnr/mapas.htm> [consulta: 30 agosto 2002].
- PLEGUEZUELOS, J. M. 1991. *Evolución histórica de la avifauna nidificante en el SE de la península Ibérica (1850-1985)*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- PLEGUEZUELOS, J. M. 1992. *Avifauna nidificante de las Sierras Béticas Orientales y Depresiones de Guadix, Baza y Granada: su cartografiado*. Servicio de Publicaciones. Universidad de Granada. Granada.
- PLEGUEZUELOS, J. M. 2001. Carraca (*Coracias garrulus*). En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.
- PLEGUEZUELOS, J. M. & MANRIQUE, J. 1987. Distribución y status de las aves esteparias nidificantes en el SE de la península Ibérica. En, *Actas del I Congreso Internacional de Aves Esteparias*, pp. 349-358. Junta de Castilla y León. León.
- PNDE (PARC NATURAL DEL DELTA DE L'EBRE). 1992. Ocells marins. *Butlletí del Parc Natural del delta de l'Ebre*, 7: 48.
- PNDE (PARC NATURAL DEL DELTA DE L'EBRE). 1998. Censos de nidificants de 1997. *Butlletí del Parc Natural del delta de l'Ebre*, 10: 46.
- POIRE, P. & RUFRAÏ, X. 1999. Oie des moissons. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France*. SEOF-LPO. París.
- POLATZEK, J. 1908. Die Vögel der Canaren. *Orn. Jabrb.*, 19: 81-119, 161-197.
- POLATZEK, J. 1909. Die Vögel der Canaren. *Orn. Jabrb.*, 20: 1-24.
- POMAROL, M. 1993. Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) recovery project in Catalonia. Pp. 24-28 en: Nicholls, M.K. y Clarke, R. (eds): *Biology and conservation of small falcons*. Proceedings of a hawk and owl trust conference. Canterbury. United Kingdom. 1991. The Hawk and Owl Trust. London.
- POMAROL, M. 1994. Releasing Montagu's harrier (*Circus pygargus*) by the method of hacking. *Journal of Raptor Research*, 28:19-22.
- POMAROL, M., PARELLADA, X. & FORTIA, R. 1995. El aguilucho cenizo *Circus pygargus* en Cataluña: historia de 10 años de manejo. *Alytes*, 7, 253-268.
- POMBO, A. 1999. Avetoro Común *Botaurus stellaris*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 46(1): 150.
- POMBO, A. 2002a. *La Chova Piquirroja Pyrrhocorax pyrrhocorax en a Costa da Morte (Galicia, NW de España)*. Valoración de sus poblaciones y áreas de alimentación. Informe del Grupo Naturalista Hábitat. A Coruña.
- POMBO, A. 2002b. *Rissa tridactyla*. VII Anuario das Aves de Galicia 199: 46-47.
- PONS, J. & PRADES, R. 1988. Alcaudón Chico *Lanius minor*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 35(2): 315.
- PONS, P. & PRODON, R. 1996. Short term temporal patterns in a Mediterranean shrubland bird community after fire. *Acta Oecologica*, 17(1): 29-41.
- POOLE, A. F. 1989. *Ospreys. A Natural and Unnatural History*. Cambridge University Press. Cambridge. Reino Unido.
- POORTER, E. 1982. Migration et dispersion des Spatules néerlandaises. *L'Oiseau et R.F.O.*, 52(4): 305-334.
- POSSINGHAM, H. P., ANDELMAN, S. J., BURGMAN, M. A., MEDELLÍN, R. A., MASTER, L. L. & KEITH, D. A. Limits to the use of threatened species lists. *Trends in Ecology & Evolution*, 17(11): 503-507.
- POTAPOV, R. I. & FLINT, V. E. 1989. *Handbuch der Vögel der Sowjetunion. Band 4 Galliformes, Gruiformes*. Ziemsen Verlag Wittenberg Luthers-tadt. Germany.
- POTTS, G. R. 1969. The influence of eruptive movements, age, population size and other factors on the survival of the shag (*Phalacrocorax aristotelis*). *Journal of Animal Ecology*, 38: 53-102.
- POTTS, G. R. 1986. *The Partridge*. Collins, London.
- POTTS, G. R. 1991. The environmental and ecological importance of cereal fields. En, L. G. Firbank, N. Carter, J. F. Darbyshire & G. R. Potts. (Eds.): *The ecology of temperate cereal fields*. Oxford. Blackwell.

- POTTS, G. R., COULSON, J. C. & DEANS, I. R. 1980. Population dynamics and breeding success of the shag, *Phalacrocorax aristotelis*, on the Farne Islands, Northumberland. *Journal of Animal Ecology*, 49: 465-484.
- PRADES, R., DIES, J. I., LUENGO, V. & ORTIZ, J. V. 2001. El Chorlitejo Patinegro *Charadrius alexandrinus* en la provincia de Castellón: situación actual y problemática. *Dugastella*, 2: 37-42.
- PRADES, R. & ORTIZ, V. 1998. La degradación del litoral castellanense perjudican a las aves limícolas. Causa el declive de la cigüeñuela y de los chorlitejos chico y patinegro. *Quercus*, 149: 47.
- PRIETA, J. 2001. Primeros datos de cría con éxito de las espátulas en Extremadura. *Quercus*, 186: 10.
- PRIETA, J. (Ed.) 2003. *Aves de Extremadura. Anuario ADENEX 1999-2000*, 2. ADENEX. Mérida.
- PRIETA, J., VALIENTE, J. & BENÍTEZ, J. M. (Eds.) 2000. *Aves de Extremadura. Anuario ADENEX 1998*, 1. ADENEX. Mérida.
- PRIETO, J. 1989. Agachadiza Común *Gallinago gallinago*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 36: 248.
- PRODON, R., ALAMANY, O., GARCÍA-FERRÉ, D., CANUT, J., NOVOA, C. & DEJAIFVE, P. A. 1990. L'aire de distribution Pyrénéenne de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus*. *Alanda*, 58: 233-243.
- PUGLISI, L. & CIMA, O. 1995. Attuale consistenza del Tarabuso *Botaurus stellaris* nella palude di Massaciucoli. *Avocetta*, 19: 154.
- PUIGCERVER, M., GALLEGO, S., PÉREZ, E. & RODRÍGUEZ-TEJERO, J. D. 2001. La siembra de la duda. *Trofeo*, 376: 38-46.
- PUIGCERVER, M., GALLEGO, S., RODRÍGUEZ-TEJERO, J. D., D'AMICO, S. & RANDI, E. 1999. Hybridization and introgression of Japanese Quail mitochondrial DNA in Common Quail populations: a preliminary study. *Hungarian Small Game Bulletin*, 5: 129-136.
- PUIGCERVER, M., RODRÍGUEZ-TEJERO, J. D. & GALLEGO, S. 1989. ¿Migración y/o nomadismo en la codorniz (*Coturnix coturnix*)? *Etología*, 1: 39-45.
- PUIGCERVER, M., RODRÍGUEZ-TEJERO, J. D. & GALLEGO, S. 1997. Codorniz Común *Coturnix coturnix*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las aves de España (1975-1995)*, pp. 148-149. SEO/BirdLife. Lynx Edicions.
- PUIGCERVER, M., RODRÍGUEZ-TEJERO, J. D. & GALLEGO, S. 1998. Gestion des populations de Caille des blés (*Coturnix coturnix*): quelques recommandations pratiques. *Bull. Mens. O.N.C.*, 230: 8.
- PUIGCERVER, M., RODRÍGUEZ-TEJERO, J. D. & GALLEGO, S. 1999. The effects of rainfall on wild populations of Common Quail (*Coturnix coturnix*). *J. Ornithol.*, 140: 335-340.
- PURROY, F. J. (Ed.). 1972. El pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) del Pirineo. *Ardeola*, 20: 145-158.
- PURROY, F. J. (Ed.). 1974. *Fauna navarra en peligro de extinción*. Diario de Navarra. Pamplona.
- PURROY, F. J. (Ed.). 1985. Cerceta Carretona *Anas querquedula*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 32(2): 411.
- PURROY, F. J. (Ed.). 1988. El declive de la tortola. *Trofeo*, 219:10-14.
- PURROY, F. J. (Ed.). 1995. La tortola común. *La Garilla*, 94: 22-23.
- PURROY, F. J. (Coord.). 1997. *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- PURROY, F. J. (Ed.). 1999. Distribución y abundancia en Castilla y León. En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La Ganga Ibérica* (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (P. orientalis) en España. *Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 63-72. Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- PURROY, F. J. (Ed.). 2000. Caza de especies migratorias. En, Master Universitario Internacional: *Gestión y Conservación de la Fauna Salvaje Euro-mediterránea. Módulo 3*, pp. 113-115.
- PURROY, F. J., ALVAREZ, A. & PETERSSON, B. 1984. La población de Pico Mediano de la Cordillera Cantábrica. *Ardeola*, 31: 81-90.
- PURROY, F. J., ONRUBIA, A. & ROBLES, J. L. 1997. Estima de las Aves Nidificantes en la España Peninsular e Islas Baleares. En, J. Manrique, A. Sánchez, F. Suárez & M. Yanes (Coords.): *Actas de las XII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp. 207-217. Instituto de Estudios Almerienses. Diputación de Almería.
- PURROY, F. J. & REGUERAS, J. I. 1985. El Anzar Campestre en España. *Abytes*, 3: 57-68.
- PURROY, F. J. & RODERO, M. 1984. *Migración e invernada de la paloma torcaz* (*Columba palumbus*) en Europa y en España. Fundación José María Blanc. Madrid.
- PURROY, F. J. & SÁNCHEZ, A. 1997a. Agachadiza Común *Gallinago gallinago*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las aves de España (1975-1995)*, pp. 194-195. SEO/BirdLife. Lynx Edicions.
- PURROY, F. J. & SÁNCHEZ, A. 1997b. Archibebe Común *Tringa totanus*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las aves de España (1975-1995)*, pp. 198-199. SEO/BirdLife. Lynx Edicions.
- PURROY, F. J. & SCHEPERS, F. J. 1997. Middle Spotted Woodpecker. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 452-453. T & AD Poyser. Londres.
- QNINBA, A. 2002. Découverte d'une colonie reproductrice de Spatule Blanche *Platalea leucorodia* dans le Nord-Ouest du Maroc. En, *Wetlands Management for spoonbill and associated waterbirds. Proceedings of the 4th Eurosite Spoonbill Network*. Texel. Países Bajos.
- QUILIS, V. 1995. Plan de Recuperación de la Hubara Canaria *Chlamydotis undulata fuertaventurae*. Estado actual y propuestas de actuación. Memoria 1994. Informe inédito para la Viceconsejería de Medio Ambiente.
- QUILIS, V., DELGADO, G., CARRILLO, J., NOGALES, M. & TRUJILLO, O. 1993. Status y distribución del ratonero común (*Buteo buteo* L.) y el gavilán (*Accipiter nisus* L.) en las Islas Canarias. *Vieraea*, 22: 89-96.
- QUINTANA, M. 1988. Estatus reproductor del Ostrero en Asturias. *Ardeola*, 35: 305-306.
- QUINTANA, M. 1989. Ostrero (*Haematopus ostralegus*). Noticiario ornitológico. *Ardeola*, 36: 246.
- RAINES, R. J. 1955. Some birds of North East Spain and East Pyrenees. *The Northwest Naturalist* 1955.
- RAMÍREZ, L. 1988. *Estado actual de las especies de interés singular de la Región de Murcia*. Universidad de Murcia.
- RAMO, C. 1992. Estudio sobre la viabilidad de traslado de la Pajarera del Parque Nacional de Doñana. Informe inédito para Estación Biológica de Doñana (CSIC) e ICONA, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- RAMOS, A. J. & ARAGONESES, J. 1995. Una nueva colonia de Gaviota Pico fina *Larus genei* y Charrán Patinegro *Sterna sandvicensis* en las salinas de Santa Pola (Alicante). *GLAM*, 19: 3-4.
- RAMOS A. J. & SARMIENTO L. F. 1999. *Las aves de los humedales del sur de Alicante y su entorno*. Ed. Gamma. Alicante.
- RAMOS, J. J. 1994. Paño de Madeira *Oceanodroma castro*. Noticiario ornitológico. *Ardeola*, 41(1): 91.
- RAMOS, J. J. 1998. Censo y distribución del Cuervo *Corvus corax tingitanus* en la isla de Tenerife. Resultados 1998. En, *Resúmenes de ponencias y pósters de las XIV Jornadas Ornitológicas: Aves en Islas*, pp. 66. Octubre 1998. Puerto de la Cruz, Tenerife.
- RAMOS, J. J. 1999. Medidas de actuación para la conservación de las poblaciones de Águila Pescadora y aves marinas en el Parque Rural de Teno (Tenerife). Informe inédito de SEO/BirdLife para el Cabildo Insular de Tenerife.
- RAMOS, J. J. & SIVERIO, M. 1999. Águila Pescadora *Pandion haliaetus*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 46: 155.
- RAMOS SÁNCHEZ, R. 1998a. ANEM: *Anuario ornitológico del Delta del Llobregat*. 1997. ANEM, Barcelona.
- RAMOS SÁNCHEZ, R. 1998b. ANEM: *Anuario ornitológico del Delta del Llobregat*. 1998. ANEM, Barcelona.
- RANDO, J. C. 1993. Variación de la dieta de la Lechuza Común (*Tyto alba*) desde el Cuaternario a la actualidad en la isla de Fuerteventura (islas Canarias). En, *Proyectos de campo de la asignatura de Zoología de Vertebrados*, pp. 192. Informe inédito. Departamento de Biología Animal (Zoología). Universidad de La Laguna.
- RANDO, J. C. 1995. Restos de hubara, *Chlamydotis undulata* (Jacquin, 1784) (Aves: Otididae), en la cueva del Viento (Tenerife, Islas Canarias). *Vieraea*, 24: 192.
- RANDO, J. C. & LÓPEZ, M. 1996. Un nuevo yacimiento de vertebrados fósiles en Tenerife (Islas Canarias). *7ª International Symposium on Vulcanospeleology*, 1: 171-173.
- RANDO, J. C., LÓPEZ, M. & JIMÉNEZ, M. C. 1997. Bird remains from the archaeological site of Guinea (El Hierro, Canary Islands). *International Journal of Osteoarchaeology*, 7: 298-302.
- RANDO, J. C. & PERERA, M. A. 1994. Primeros datos de ornitofagia entre los aborígenes de Fuerteventura (Islas Canarias). *Archaeofauna*, 3: 13-19.
- RANDO, J. C., RODRÍGUEZ, A. C., PAIS, E. J., NAVARRO, J. F. & MARTÍN, E. 1996. Los restos de aves del yacimiento arqueológico de El Tendal (La Palma, Islas Canarias). *El Museo Canario*, 51: 87-102.
- RAYA, C. 1993. Seguimiento de la población de Focha Cornuda (*Fulica cristata*), Tarro Canelo (*Tadorna ferruginea*), Cerceta Pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) y Porrón Pardo (*Aythya nyroca*) así como

- de ejemplares marcados, procedentes de cría en cautividad, de Malvasía (*Oxyura leucocephala*) y Focha Cornuda (*Fulica cristata*), en el territorio de Andalucía Occidental y la Provincia de Almería. Informe inédito para Agencia de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- RAYA, C. (Redactora) 1999. Borrador de plan de recuperación de Cerceta Pardilla. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- RAYA, C. (Ed.) 1999. International Species Action Plan for Crested Coot (*Fulica cristata*). Informe inédito de BirdLife International para la DG de Medio Ambiente de la Comisión Europea. Bruselas.
- RAYA, C. 2001. Avefría Europea (*Vanellus vanellus*). En, CMA-Junta de Andalucía: *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp.159-160. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- REAL, J. 1991. L'Àguila Perdiguera (*Hieraaetus fasciatus*) a Catalunya: status, ecologia tròfica, biologia reproductora y demografia. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona.
- REAL, J., GRANDE, J. M., MAÑOSA, S. & SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. 2001. Causes of death in different areas for Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* in Spain. *Bird Study*, 48: 221-228.
- REAL, J. & MAÑOSA, S. 1997. Demography and conservation of western european Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus* populations. *Biological Conservation*, 79: 59-66.
- REAL, J. & MAÑOSA, S. 2001. Dispersal of juvenile and immature Bonelli's eagles in Northeastern Spain. *Journal of Raptor Research*, 35(1): 9-14.
- REAL, J., MAÑOSA, S. & CODINA, J. 1998. Post-nestling dependence period in the Bonelli's Eagle *Hieraaetus fasciatus*. *Ornis Fennica*, 75: 129-137.
- REAL, J., MAÑOSA, S. & MUÑOZ, E. 2000. Trichomoniasis in a Bonelli's Eagle population in Spain. *Journal of Wildlife Diseases*, 36(1): 64-70.
- REAL, J., PALMA, L. & ROCAMORA, G. 1997. Bonelli's Eagle. En, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp.174-175. T & AD Poyser. Londres.
- REBASSA, M., SUÀREZ, M. & SUNYER, J. R. 1998. Nota sobre el comportament alimentari de la baldritja balear *Puffinus mauretanicus*. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 12: 125-127.
- RECOBERT, B. 1999. Marouette ponctuée *Porzana porzana*. En Rocamora & Yeatman-Berthelot (1999).
- REGUERAS, J. I. 1985. Ánade Rabudo *Anas acuta*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 32: 411.
- REGUERAS, J. I. 1985. Cerceta Carretona *Anas querquedula*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 32(2): 411.
- REHSTEINER, U. P. 2001. *Breeding ecology of the Woodchat Shrike Lanius senator in one of its strongholds, southern Spain*. Ph. D. Thesis. Swiss Ornithological Institute. Sempach.
- REICHHOLF, J. H. 1989. Warum verschwanden Lachseeschwalbe Gelo-chelidon nilotica und Triel Burhines oedicnemus als Brutvögel aus Bayern?. *Anz. orn. Ges. Bayern*, 28(1): 1-14.
- REID, S. G. 1887. Notes on the birds of Tenerife. *Ibis*, 5: 424-435.
- REID, S. G. 1888. Notes on the birds of Tenerife. *Ibis*, 6: 73-83.
- REIS, A. C. 1998. *Biologia de Reprodução do Calcamar Pelagodroma marina na Selvagem Grande*. Relatório de Estágio da Licenciatura em Biologia aplicada aos Recursos Animais - Terrestres. Faculdade de Ciências de Lisboa.
- RENDÄHL, H. 1965. Die zugverhältnisse der schwedischen Ringeltauben (*Columba palumbus* L.) und Hohлтаuben (*Columba oenas* L.). *Arkev. Zool.*, 18: 221-266.
- RENDÓN, M. A., GARRIDO, A., RAMÍREZ, J. M., RENDÓN-MARTOS, M. & AMAT J. A. 2001. Despotic establishment of breeding colonies of greater flamingos (*Phoenicopterus ruber*) in southern Spain. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 50: 55-60.
- RENDÓN MARTOS, M. 1996. La Laguna de Fuente de Piedra en la dinámica de la Población de Flamencos (*Phoenicopterus ruber roseus*) del Mediterráneo Occidental. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga.
- RENDÓN MARTOS, M. 1997. El Flamenco común (*Phoenicopterus ruber roseus*). En, F. J. Purroy (Coord): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 62-63. SEO/BirdLife. Lynx Ediciones. Barcelona.
- RENDÓN MARTOS, M. 1999. Las salinas y la conservación del flamenco en el Mediterráneo Occidental. En, C. Otero (Ed.): *Patrimonio Natural y Propiedad Rural en España*, pp: 525-528. Exlibris Ediciones, S.L. Madrid.
- RENDÓN MARTOS, M. & JOHNSON, A. R. 1996. Management of nesting sites for Greater Flamingos. *Colonial Waterbirds*, 19: 167-183.
- RENDÓN MARTOS, M., VARGAS, J. M., RENDÓN, M. A., GARRIDO, A. & RAMÍREZ, J. M. 2000. Nocturnal Movements of Breeding Greater Flamingos in Southern Spain. *Waterbirds*, 23 (Special Publication 1) Conservation Biology of Flamingos: 9-19.
- RENZONI, A., FOCARDI, S., FOSSI, C., LEONZIO, C. & MAYOL, J. 1986. Comparison between concentrations of mercury and other contaminants in eggs and tissues of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* collected on Atlantic and Mediterranean Islands. *Environmental Pollution* (Series A), 40: 17-35.
- RHEINWALD, G. 1993. *Atlas der Verbreitung und Häufigkeit der Brutvogel Deutschlands-Kartierung 1985*. Schriftenreihe des DDA 12, Alemania.
- RICO, L. & MARTÍN, C. 1995. Situación y problemática del Águila Real (*Aquila chrysaetos*) en Alicante. En, *Actas del Congreso Internacional de Rapaces del Holártico*.
- RICO, L., SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A., IZQUIERDO, A., GARCÍA, J. R., MORÁN, S. & RICO, D. 1999. Tendencias recientes del águila real *Aquila chrysaetos* y el águila-azor perdicera *Hieraaetus fasciatus* en la provincia de Valencia. *Ardeola*, 46: 235-238.
- RIDDINGTON, R. & TAYLOR, R. 1995. Estudi sobre l'Hortolà de canyar (*Emberiza schoeniclus*) i altres passeriformes a s'Albufera. *Butlletí del Parc Natural de s'Albufera de Mallorca*, 2: 35-44.
- RIERA, J., GONZÁLEZ, J. M., LÓPEZ-JURADO, C., MARTÍNEZ, O. & PALERM, J. C. (Compiladores). 2001. Registres Ornitològics. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 15: 51-156.
- RISTOW, D. & BADAMI, A. 2000. Decline di Falchi della Regina *Falco eleonora* a Creta. *Aves Ichnusae*, 3(1-2): 108-109.
- RISTOW, D. & WINK, M. 1985. Breeding success and conservation management of Eleonora's Falcon. En, I. Newton & R. D. Chancellor (Eds.): *Conservation studies in raptors*, pp.147-152. ICBP Technical Publication n° 5. Cambridge.
- ROBEL, D. 1991. The last breeding attempt of the Roller *Coracias garrulus* unsuccessful in Germany. *Vogelwelt*, 112: 148-149.
- ROBLEDANO, F. 1986. La población de Tarro Blanco (*Tadorna tadorna*) del sureste español. Aproximación ecológica y etológica. Tesis de Licenciatura. Universidad de Murcia.
- ROBLEDANO, F. 1993a. Sobre la ecología de nidificación del Charrán Común *Sterna hirundo* en el SE de España. *Boletín del Grupo Ibérico de Aves Marinas*, GLAM, 15: 9.
- ROBLEDANO, F. 1993b. The Status of Kentish Plovers in Murcia, SE Spain. A basis for a moderate optimism? *The Kentish Plover Project, Newsletter no 2*. The Wader Study Group.
- ROBLEDANO, F. 1994. Ecology, conservation and management of a Shelduck *Tadorna tadorna* (L.) population of Southeastern Spain. *Actas Anatidae 2000*. Estrasburgo.
- ROBLEDANO, F. 1997. Tarro Blanco *Tadorna tadorna*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 64-65. Lynx Ediciones, Barcelona.
- ROBLEDANO, F. & CALVO, J. F. 1989. La expansión del Tarro Blanco *Tadorna tadorna* (L.) como reproductor en España. *Ardeola*, 36(1): 91-95.
- ROBLEDANO, F., HERNÁNDEZ, V. & BARBERÁ, G. 1993. Breeding seabirds in south-eastern Spain. En, J. S. Aguilar, X. Monbailliu & A. M. Paterson (Eds.): *Estatus y conservación de aves marinas*, pp. 353-359. SEO/BirdLife y MEDMARAVIS. Madrid.
- ROBLES, J. L., SÁENZ DE BURUAGA, M., DOMÍNGUEZ, J. F., LÓPEZ, J. M. & ONRUBIA, A. 2002. Diagnóstico de las poblaciones de Perdiz Pardilla en Castilla y León y Directrices de Manejo. Consultora de Recursos Naturales, S. L. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León.
- ROCAMORA, G. & YEATMAN-BERTHELOT, D. 1999. *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*. Société d'Etudes Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- ROCHA, G. & HIDALGO, S. J. 2000. *La Tórtola Común (Streptopelia turtur)*. Análisis de los factores que afectan a su status. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Extremadura.
- ROCHA, G. & HIDALGO, S. J. 2001a: La caza de la tórtola, a examen. *Trofeo*, 376: 48-56.
- ROCHA, G. & HIDALGO, S. J. 2001b: La Tourterelle Turque en Extrémadure (Espagne): Sa distribution, son expansion et son incidence sur la tourterelle des bois. *Faune sauvage*, 66-68.
- ROCHA, G. & HIDALGO, S. J. 2001c: Incidencia del uso de reclamos alimenticios sobre la tórtola común. II Coloquio internacional. Biología y Gestión de Colúmbidos silvestres. *Cuadernos de Ciencias Naturales*, 16: 147-155.
- RODRÍGUEZ, A. & ARAMBARRI, R. 1995. Situación de *Circus pygargus* en la Comunidad Autónoma Vasca. *Ahytes*, 7: 201-211.

- RODRÍGUEZ, A. & ARAMBARRI, R. 1996. Observaciones de Elanio Azul en Alava. *Est. Mus. Cienc. Nat. de Alava*, 10-11 (1995-1996): 337-340.
- RODRÍGUEZ, A., RODRÍGUEZ, A. & SÁNCHEZ, A. 1990. Noticiero Ornitológico: Vencejo Cafre *Apus caffer*. *Ardeola*, 37: 344.
- RODRÍGUEZ, A. E. & OBESO, J. R. 2000. Diet of the cantabrian capercaillie: geographic variation and energetic content. *Ardeola*, 47: 77-83.
- RODRÍGUEZ, F. & DEL CAMPO, F. 1987. Datos sobre la dieta del Alcaraván, *B. o. distinctus* Bannerman, 1914, en la localidad de Gran Canaria. En, *Actas del I Congreso Internacional de Aves Esteparias*, pp. 175-181. Septiembre de 1987. León.
- RODRÍGUEZ, F. & MORENO, A. C. 1993. Programa de conservación del Pinzón Azul de Gran Canaria (*Fringilla teydea polatzeki* Hartert, 1905), 1991-1993. I. Poblaciones, reproducción, características del hábitat e incidencia de depredadores. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- RODRÍGUEZ, F. & MORENO, A. C. 1994. Seguimiento de la población y éxito reproductor del Paíño Pechialbo (*Pelagodroma marina*) en Montaña Clara. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- RODRÍGUEZ, F. & MORENO, A. C. 1995. Nidificación del Gavilán (*Accipiter nisus granti* Sharpe, 1990) en la isla de Gran Canaria (Aves, Accipitridae). *Vieraea*, 24: 193-194.
- RODRÍGUEZ, F. & MORENO, A. C. 2000. Plan de Acción del Paíño Pechialbo (*Pelagodroma marina*). Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- RODRÍGUEZ, F. & MORENO, A. C. 2001. Plan de Recuperación del Pinzón Azul de Gran Canaria, *Fringilla teydea polatzeki*. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- RODRÍGUEZ, F., MORENO, A. C. & GONZÁLEZ, M. 1997. Acciones para la conservación del Pinzón Azul de Gran Canaria. Memoria final. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- RODRÍGUEZ, F., MORENO, A. C., GONZÁLEZ, M. & RIERA, R. 1996. Programa de conservación del Pinzón Azul de Gran Canaria, *Fringilla teydea polatzeki* Hartert, 1905. Memoria 1995. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- RODRÍGUEZ, F., MORENO, A. C., GONZÁLEZ, M., RIERA, R. & SANTANA, G. 2001. Conservación del Pinzón Azul de Gran Canaria. Segundo informe parcial. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- RODRÍGUEZ, F. & QUILS, V. 1992. Estatus y conservación del Paíño Pechialbo, *Pelagodroma marina*, en Montaña Clara. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- RODRÍGUEZ, M. A. 1999. Factores limitantes para la caza menor sedentaria en la Reserva Nacional de Caza "Saja". Informe inédito para la Diputación Regional de Cantabria.
- RODRÍGUEZ, M. A. 2000. Evaluación de la abundancia y distribución de las especies de caza menor sedentaria en la Reserva Nacional de Caza de Saja. Informe inédito para la Diputación Regional de Cantabria.
- RODRÍGUEZ, M. A. & ARMAS, J. 2002. Programas de atención y rehabilitación en El Hierro. *Medio ambiente Canarias*, 23: 24-27.
- RODRÍGUEZ, R. 1992. Plan de conservación del hábitat de Pico Mediano en Asturias. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Principado de Asturias.
- RODRÍGUEZ, R. 1993. Selección de hábitat y abundancia del Martín Pescador (*Alcedo atthis*, L.) en el Centro-Occidente de la Península Ibérica. Tesis Doctoral. Universidad de Salamanca. Salamanca.
- RODRÍGUEZ, R. 1997. Pico Mediano. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 300-301. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- RODRÍGUEZ ALONSO, M. & PALACIOS ALBERTI, J. 1991. *El Anzar Campestre y el Anzar Común en Castilla y León*. Junta de Castilla y León.
- RODRÍGUEZ ALONSO, M. & PALACIOS ALBERTI, J. 1996. El Anzar Campestre, al borde de la desaparición en España. *Quercus*, 129: 35-37.
- RODRÍGUEZ ALONSO, M. & PALACIOS ALBERTI, J. 2001. Desaparecen los últimos Ánsares Campestres que había en España. *Quercus*, 181: 50.
- RODRÍGUEZ LUENGO, J. L. 1999. La Gaviota Patiamarilla en Canarias. Análisis de la situación y propuestas de gestión. Informe inédito para la Consejería de Política Territorial y Medio Ambiente de la Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- RODRÍGUEZ MANZANO, R. & MARTÍNEZ OLIVAS, F. 1997. Avefría Europea (*Vanellus vanellus*). En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 192-193. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- RODRÍGUEZ SILVAR, J. & BERMEJO, A. 1975. Primera nidificación de la Gaviota Tridáctila (*Rissa tridactyla*) en el SW de Europa. *Ardeola*, 21: 409-414.
- RODRÍGUEZ-TEJJEIRO, J. D., PUIGSERVER, M. & GALLEGU, S. 1992. Mating strategy in the European Quail (*Coturnix c. coturnix*) revealed by male population density and sex-ratio in Catalonia (Spain). *Gibier Faune Sauvage*, 9: 377-386.
- RODRÍGUEZ-TEJJEIRO, J. D., PUIGSERVER, M., GALLEGU, S., CORDERO, P. J. & PARKIN, D. T. (en prensa). Pair bonding and genetic polyandry in the polygamous Common Quail *Coturnix coturnix*. *Ethology*, 00: 000-000.
- RODRÍGUEZ-TEJJEIRO, J. D., PUIGSERVER, M., RODRIGO-RUEDA, F. J. & GALLEGU, S. 1996. La codorniz (*Coturnix c. coturnix*) y la media veda en España. *Revista Florestal*, 9: 137-148.
- RODRÍGUEZ-TEJJEIRO, J. D., RODRIGO-RUEDA, F. J., PUIGSERVER, M., GALLEGU, S. & NADAL, J. 1993. Codornices japonesas en nuestros campos. *Trofeo*, 277: 48-52.
- RODRÍGUEZ VIEITES, D. & RODRÍGUEZ VIEITES, D. 1986. *Uria aalge*. III *Anuario das Aves de Galicia 1995*: 51.
- ROHNER, C. 1996. The numerical response of great horned owls to the snow-shoe hare cycle: consequences of non-territorial "floaters" on demography. *Journal of Animal Ecology*, 65: 359-370.
- ROMÁN, F. 1996a. Alcotán *Falco subbuteo*. En, J. Román, F. Román, L. M. Ansola, C. Palma & R. Ventosa (Eds.): *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Burgos*, pp. 92-93. Caja de Ahorros y Monte de Piedad del Círculo Católico de Obreros de Burgos. Burgos.
- ROMÁN, F. 1996b. Chova Piquirroja *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. En, J. Román, F. Román, L. M. Ansola, C. Palma & R. Ventosa (Eds.): *Atlas de las Aves Nidificantes de la provincia de Burgos*, pp. 272-274. Ed. Caja de Ahorros y Monte de Piedad del Círculo Católico de Obreros de Burgos. Burgos.
- ROMÁN, F. 1996c. Alcaudón Real *Lanius excubitor*. En, J. Román, F. Román, L. M. Ansola, C. Palma & R. Ventosa (Eds.): *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Burgos*, pp. 262-264. Ed. Caja de Ahorros y Monte de Piedad del Círculo Católico de Obreros de Burgos. Burgos.
- ROMÁN, F. 1996d. Alcaudón Común *Lanius senator*. En, J. Román, F. Román, L. M. Ansola, C. Palma & R. Ventosa (Eds.): *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Burgos*, pp. 264-266. Ed. Caja de Ahorros y Monte de Piedad del Círculo Católico de Obreros de Burgos. Burgos.
- ROMÁN, J. 1995a. Alimentación de la Lechuza Campestre en la Submeseta Norte, durante el periodo reproductor. *Doñana, Acta Vertebrata*, 22 (1-2): 115-119.
- ROMÁN, J. 1995b. Situación del Aguilucho Cenizo *Circus pygargus* en Castilla-León, Asturias, Cantabria y La Rioja. *Alytes*, 7: 195-200.
- ROMÁN, J. 1996a. Alondra de Dupont *Chersophilus duponti*. En, J. Román, F. Román, L. M. Ansola, C. Palma & R. Ventosa (Eds.): *Atlas de las aves nidificantes de la provincia de Burgos*, pp. 162-163. Ed. Caja de Ahorros y Monte de Piedad del Círculo Católico de Obreros de Burgos. Burgos.
- ROMÁN, J. 1996b. Chorlitejo Patinegro *Charadrius alexandrinus*. En, J. Román, F. Román, L. M. Ansola, C. Palma & R. Ventosa (Eds.): *Atlas de las Aves Nidificantes de la provincia de Burgos*, pp. 111-112. Ed. Caja de Ahorros y Monte de Piedad del Círculo Católico de Obreros de Burgos. Burgos.
- ROMÁN, J. 1996c. Codorniz *Coturnix coturnix*. En, J. Román, F. Román, L. M. Ansola, C. Palma & R. Ventosa (Eds.): *Atlas de Aves nidificantes de la Provincia de Burgos*, pp. 100-101. Ed. Caja de Ahorros de Monte de Piedad del Círculo Católico de Obreros de Burgos.
- ROMÁN, J., ROMÁN, F., ANSOLA, L. M., PALMA, C. & VENTOSA, R. 1996. *Atlas de las aves nidificantes de Burgos*. Ed. Caja de Ahorros y Monte de Piedad del Círculo Católico de Obreros de Burgos. Burgos.
- ROMERO, J. L. 1990. Localización de algunos ejemplares de Pico Mediano en el Valle de Arán (Lérida). *Ardeola*, 37: 344-345.
- ROMERO, J. R. 1985. Estructura y situación actual de una colonia de Buitres negros (*Aegypius monachus*) en Sierra Morena Occidental. *Jornadas Ornitológicas de Murcia*, 1985.
- ROSA, G., PACHECO, C., MONTEIRO, A., CARVALHO, A. & ARAÚJO, A. 2001. Situação da Cegonha-preta *Ciconia nigra* em Portugal: Recenseamento da população nidificante (1995-1997). *Airo*, 11: 15-22.
- ROSE, P. M. & SCOTT, D. A. 1994. *Waterfowl Population Estimates*. IWRB Publication No. 29. International Waterfowl & Wetlands Research Bureau. Slimbridge

- ROSE, P. M. & SCOTT, D. A. 1997. *Waterfowl Populations Estimates. 2nd Edition*. Wetlands International Publication No. 44. Wetlands International. Wageningen.
- ROTHSCHILD, W. 1923. Exhibition of a new Courser (*Cursorius c. bannermani*) from Fuerteventura with a key to the subspecies of *C. cursor*. *Bull. Br. Orn. Club*, 43: 165-166.
- ROVIRALTA, F. 2001. Datos sobre la situación del Torcecuello (*Jynx torquilla*) durante la época de cría en los valles de Lozoya y Jarama. *Anuario Ornitológico de Madrid 2000*: 48-55.
- RSPB. 1994. *Reedbed Management for Bitterns*. Royal Society for the Protection of Birds. Bedfordshire.
- RUBIO, J. M. 1971. Nota sobre las colonias de *Corvus frugilegus* en la provincia de León. *Ardeola*, 15: 160-162.
- RUDENKO, A. G. 1996. Present status of gulls and terns nesting in the Black Sea Biosphere Reserve. *Colonial Waterbird*, 19 (Special Publication 1): 41-45.
- RUEDA, M. J., BARAGANO, J. R., NOTARIO, A. & CASTRESANA, L. 1993. Estudio de la alimentación natural de los pollos de perdiz roja (*Alectoris rufa*). *Ecología*, 7: 429-454.
- RUFINO, R. (Coord.) 1989. *Atlas das aves que nidificam em Portugal continental*. CEMPA. Lisboa.
- RUFINO, R. 1995. Black-winged Kite *Elanus caeruleus*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- RUFINO, R. & NEVES, R. 1991. Snipe on wet grasslands in Portugal. *Wader Study Group Bulletin*, 61 Supplement: 31-32
- RUFRAY, X. & SÉRIOT, J. 1999. Fuligule nyroca *Aythya nyroca*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France*, pp. 467. SEOF-LPO. Paris.
- RUIZ, R. 1997. Curruca Mirlona. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- RUIZ, P. 1998. Trabajos y observaciones ornitológicas de interés en los valles de Echo y Ansó, 1998. Informe inédito.
- RUIZ, X., JOVER, L., ORO, D., GONZÁLEZ-SOLÍS, J., PEDROCCHI, V., ROCA, V., GENOVART, M., ABELLA, J. C., AGUILAR, J. S. & LAFUENTE, M. 1996. Ecología y dinámica de la población de la gaviota de Audouin (*Larus audouinii*). Memoria Final. Universidad de Barcelona. Informe inédito para ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- RUIZ, X., ORO, D., MARTÍNEZ VILALTA, A. & JOVER, L. 1996. Feeding ecology of Audouin's Gull *Larus audouinii* in the Ebro Delta. En, A. J. Crivelli, H. Hafner, M. Fasola, R. M. Erwin, & Jr. D. A. McCrimmon (Eds.): *Ecology, Conservation and Management of Colonial Waterbirds in the Mediterranean Region*. *Colonial Waterbirds*, 19: 68-74.
- RUIZ, X., SANPERA, C. & JOVER, L. (en prensa). Contaminación por metales pesados, selenio y compuestos organoclorados en la Pardela Balear (*Puffinus mauretanicus*). *Proyecto LIFE-Naturaleza: Recuperación de Puffinus mauretanicus en la red de ZEPAs de las Islas Baleares (1999-2000)*. Conselleria de Medi Ambient. Govern Balear.
- RUSTICALI, R., SCARTON, F. & VALLE, R. 1999. Habitat selection and habitat success of Eurasian Oystercatchers in relation to nesting Yellow-Legged Gulls and human presence. *Waterbirds*, 22: 367-375.
- SAÁNCHEZ-GONZALO, C. 1995. *Guía de la fauna y flora de un municipio cantábrico: Camargo*. El Abra. Camargo.
- SAARI, L. 1984. *The ecology of the Wood Pigeon C. palumbus and Stock Dove C. oenas in Finland*. Finnish Game Research. Helsinki.
- SADOUL, N. 1997. The importance of spatial scales in long-term monitoring of colonial Charadriiformes in Southern France. *Colonial Waterbirds*, 20: 330-338.
- SADOUL, N., JOHNSON, A. R., WALMSLEY, J. G. & LEVÊQUE, R. 1996. Changes in the numbers and the distribution of colonial Charadriiformes breeding in the Camargue, Southern France. *Colonial Waterbirds*, 19: 46-58.
- SÁENZ DE BURUAGA, M., LUCIO, A. J. & PURROY, F. J. 1991. *Reconocimiento de sexo y edad en especies cinegéticas*. Gobierno Vasco. Vitoria.
- SÁEZ-ROYUELA, R. 1954. Liste des Passeriformes de l'Espagne. *L'Oiseau et R.F.O.*, 24: 106-122.
- SÁEZ-ROYUELA, R. 1997. Pato Colorado *Netta rufina*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- SAGOT, F. & TANGUY LE GAC, J. 1985. *Orgambideska Col Libre, Pertuis Pyrénéens. Pigeons et chasse 1979-1984*. Editions d'Urvie. Lys.
- SAGÜÉS, E., ONRUBIA, A., LARREA, M., SÁENZ DE BURUAGA, M. & CAMPOS, M. A. 2002. Bases para la elaboración del plan de gestión de las rapaces de medios abiertos incluidas en el catálogo vasco de especies amenazadas: aguilucho cenizo (*Circus pygargus*), esmerejón (*Falco columbarius*), lechuza campestre (*Asio flammeus*) y aguilucho pálido (*Circus cyaneus*). Informe inédito para el Gobierno Vasco.
- SAINT-JALME, M. & GUYOMARCH, J. C. 1989. *Recent changes in population dynamics of European quail in the western part of its breeding range*. Trans. 19th IUGB Congress. Trondheim.
- SALAMOLARD, M., BUTET, A., LEROUX, A. & BRETAGNOLLE, V. 2000. Responses of an avian predator to variations in prey density at a temperate latitude. *Ecology*, 81: 2428-2441.
- SALAMOLARD, M., LEROUX, A. B. A. & BRETAGNOLLE, V. 1999. Le Busard cendré. En, G. Rocamora, G. Jarry & D. Yeatman-Berthelot (Eds.): *Les oiseaux à statut de conservation défavorable ou fragile en France. Listes rouges et priorités nationales*. S.E.O.F. Paris.
- SALAMOLARD, M. & MOREAU, C. 1999. Habitat selection by Little Bustard *Tetrax tetrax* in a cultivated area of France. *Bird Study*, 46: 25-33.
- SALAVERRI, L. J. 2000a. *Numenius arquata*. *VI Anuario das Aves de Galicia, 1998*: 43.
- SALAVERRI, L. J. 2000b. *Haematopus ostralegus*. *V Anuario das Aves de Galicia, 1997*: 67.
- SALAVERRI, L. J. 2000c. *Haematopus ostralegus*. *VI Anuario das Aves de Galicia, 1998*: 36-37.
- SALAVERRI, L. J. & MUNILLA, I. 1995. *II Anuario das aves de Galicia, 1994*. Grupo Erva. Vigo.
- SALAVERRI, L. J. & MUNILLA, I. 2000. *Anas crecca*. *VI Anuario das Aves de Galicia 1998*: 23.
- SALVADORES, R., ARCOS, F. & RAMÓN, R. 1993. *Censo de avefría nidificante en Galicia*. Comunicación al II Encuentro Ibérico sobre aves limícolas. Palos de la Frontera. Huelva.
- SALVADORES, R. & VIDAL, C. 1995. *Anuario das aves de Galicia 1995*. Ed. Caixa de Pontevedra.
- SALVADORES, R. & VIDAL, C. 1996. *III Anuario das aves de Galicia 1995*. Grupo ERVA. Vigo.
- SALVI, A. 1999. Courlis cendré *Numenius arquata*. En, G. Rocamora & D. Yeatman-Berthelot: *Oiseaux menacés et à surveiller en France. Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces. Conservation*, pp. 296-297. Société d'Études Ornithologiques de France/Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- SAMIGULLIN, G. M. 1998. Migration, breeding and population size of Curlew *Numenius arquata* in Orenburg Region, Russia. En, H. Hötter, E. Lebedeva, P. S. Tomkovich, J. Gromadzka, N. C. Davidson, J. Evans, D. A. Stroud & R. B. West (Eds.): *Migration and international conservation of waders: Research and conservation on North Asian, African and European flyways*. *International Wader Studies*, 10: 325-328.
- SAMPERA, C., MORERA, M., RUIZ, X. & JOVER, L. 2000. Variability of Mercury and Selenium Levels in Clutches of Audouin's Gulls (*Larus audouinii*) breeding at the Chafarinas Islands, Southwestern Mediterranean. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 39: 119-123.
- SAMPIETRO, F. J., PELAYO, E., HERNÁNDEZ, F., CABRERA, M. & GUIRAL, J. 1998. *Aves de Aragón: Atlas de especies nidificantes*. Diputación General de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO, F. J., PELAYO, E. & SÁNCHEZ, J. M. 1992. Seguimiento de aves acuáticas nidificantes en Aragón. Temporada 1992. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente, Diputación General de Aragón.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 1998a. *Aves de Aragón: Atlas de especies nidificantes*. Diputación General de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 1998b. Bigotudo *Panurus biarmicus*. En, F. J., Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 166-167. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 1998c. Chorlitejo Patinegro *Charadrius alexandrinus*. En, F. J., Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 1998d. Collalba Rubia *Oenanthe hispanica*. En, F. J., Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 302-303. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 1998e. Lechuza Campestre *Asio flammeus*. En, F. J., Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Gui-

- ral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 466. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 1998f. Águila imperial ibérica. *Aquila adalberti*. En, F. J. Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 1998g. Archibebe Común *Tringa totanus*. En, F. J. Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 1998h. Codorniz *Coturnix coturnix*. En, F. J. Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 146-147. Diputación General de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 1998i. Tórtola Común *Streptopelia turtur*. En, F. J. Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 1998j. Tarro Blanco *Tadorna tadorna*. En, F. J. Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 84-85. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 1998k. Zarcero Pálido *Hippobolus pallida*. En, F. J. Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 326-327. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. 2000. Alondra de Dupont *Chersophilus duponti*. En, F. J. Sampietro, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 240-241. Diputación General de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. & PELAYO, E. 1991. Seguimiento de aves acuáticas nidificantes en Aragón. Temporada 1991. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente, Diputación General de Aragón.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. & PELAYO, E. 1994a. *Netta rufina*. Listado de observaciones. *Rocín. Anuario Ornitológico de Aragón. 1991-1992*, pp. 30. SEO-Aragón.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. & PELAYO, E. 1994b. Resultado de los censos invernales de aves acuáticas en la Comunidad de Aragón correspondientes a enero de 1991 y enero de 1992. *Rocín. Anuario Ornitológico de Aragón. 1991-1992*, pp. 76-89. SEO-Aragón.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. & PELAYO, E. 1997a. *Netta rufina*. Listado de observaciones. *Rocín. Anuario Ornitológico de Aragón. 1993-1994*, pp. 32. SEO-Aragón.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. & PELAYO, E. 1997b. Censo invernal de aves acuáticas en la Comunidad Autónoma de Aragón. Enero de 1993. Resumen de los resultados. *Rocín. Anuario Ornitológico de Aragón. 1993-1994*, pp. 76-85. SEO-Aragón.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J. & PELAYO, E. 2000. Alcaudón Común *Lanius senator*. En, F. J. Sampietro Latorre: *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 386-387. Diputación General de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMPIETRO LATORRE, F. J., PELAYO, E., HERNÁNDEZ, F., CABRERA, M. & GUIRAL, J. 1998. *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SAMWALD, O. & SAMWALD, F. 1989. Population numbers, phenology, breeding biology and decline of Roller *Coracias garrulus* in Styria, Austria. *Egretta*, 32: 35-57.
- SAMWALD, O. & STUMBERGER, B. 1997. The Roller. En, W. J. M. Hagemeijer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & A. D. Poyser, London.
- SAN SEGUNDO, C. 1990. Atlas de las Aves nidificantes de la provincia de Ávila y Sierra de Gredos. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- SAN SEGUNDO, C. 1992. Áreas de concentración e invernada de la Cigüeña Negra en España. En, J. A. Alonso, J. C. Alonso & C. San Segundo (Eds.): *Selección de hábitat de la cigüeña (Ciconia ciconia y Ciconia nigra) y áreas de concentración e invernada de la Cigüeña Negra en España*. Informe inédito para el ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- SAN SEGUNDO, C. 1996. La Cigüeña Negra en Castilla y León, España. Comunicación a la II Conferencia Internacional sobre la Cigüeña Negra, marzo 1996. ADENEX. Trujillo.
- SANABRIA, L. 1997. Paloma zurita. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 236-237. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- SÁNCHEZ & GARCÍA, J. 1885. *Catálogo de los mamíferos y aves observados en la provincia de Granada*. Real Sociedad Económica de Granada.
- SÁNCHEZ, A. 1987. Observaciones estivales en la Sierra de Gredos: Agachadiza Común *Gallinago gallinago*. *Ardeola*, 34: 285.
- SÁNCHEZ, A. 1991. Notas Breves. Ornitología. Pato Colorado *Netta rufina*. *Alytes*, 5: 235.
- SÁNCHEZ, A. & BELDA, E. J. 2000. Incidental catch of seabirds in longline fisheries around Columbretes Islands (Spain), Mediterranean Sea. In, P. Yésou & J. Sultana (Eds.): *Monitoring and Conservation of Birds, Mammals and Sea Turtles of the Mediterranean and Black Seas*, pp. 133-134. Environment Protection Department, Malta. Floriana.
- SÁNCHEZ, A., FERRERO, J. J., RODRÍGUEZ, A., ROMÁN, J. & ÁLVAREZ, J. A. 1993. Propuesta de un plan para la conservación de la Cigüeña Negra en Extremadura. *Alytes*, 7: 461-471.
- SÁNCHEZ, A. & ORAMAS, M. 2000. Culmina el proyecto LIFE para la conservación del Pico Picapinos. *Medio Ambiente Canarias*, 16: 12-14.
- SÁNCHEZ, A. & RODRÍGUEZ, A. 1993. Censo, reproducción y conservación del Buitre Negro en Extremadura. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Extremadura.
- SÁNCHEZ, A. & RODRÍGUEZ, A. 1995. Status y conservación del Águila Imperial en Extremadura (1988-1994). En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*. Monografías nº 4. SEO/BirdLife. Madrid.
- SÁNCHEZ, A., RODRÍGUEZ, A. & CALDERA, J. 1994. Población reproductora de Cigüeña Negra (*Ciconia nigra*) en Extremadura: primavera de 1994. *Aegyptus*, 12: 43-48.
- SÁNCHEZ, A., RODRÍGUEZ, A., GUTIÉRREZ, M., PLAZA, M. & CALDERA, J. 1996. La Cigüeña Negra en Extremadura, España: Estatus, selección de hábitat y biología reproductiva. Comunicación, II Conferencia Internacional sobre la Cigüeña Negra, marzo 1996. ADENEX. Trujillo.
- SÁNCHEZ, C., RUIZ, X., BLANCO, G. & TORE, I. 1996. An analysis of the diet of Red-billed Chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax* nestlings in NE Spain, using neck ligatures. *Ornis Fennica*, 73: 179-185.
- SÁNCHEZ, J. A. & CALVO, J. F. 1998. Importance of birds and potential bias in food habit studies of Montagu's Harriers (*Circus pygargus*) in Southeastern Spain. *J. Raptor Res.*, 32: 254-256.
- SÁNCHEZ, J. A., SÁNCHEZ, M. A., CALVO, J. F. & ESTEVE, M. A. 1995. *Ecología de las aves de presa de la región de Murcia*. Servicio de publicaciones de la Universidad de Murcia. Murcia.
- SÁNCHEZ, J. F., MARTÍNEZ, J. M. & MUÑOZ, F. 1991. Nota sobre *Bucanetes githagineus*. *Ardeola*, 38(2): 350.
- SÁNCHEZ, J. J. 1998. The recovery of the Black Vulture *Aegyptus monachus* in Spain. In, E. Tewes, J. J. Sánchez, B. Heredia & M. Bijleveld van Lexmond (Eds.): *Proc. Int. Symp. on the Black Vulture in SE Europe and adjacent regions 1993*, pp. 89-99. Black Vulture Conservation Foundation/Frankfurt Zoological Society. Palma.
- SÁNCHEZ, J. M. (Ed.). 1994a. *Rocín. Anuario ornitológico de Aragón 1991-1992*. SEO-Aragón. Zaragoza.
- SÁNCHEZ, J. M. 1994b. *Netta rufina*. Listado de observaciones. *Rocín. Anuario Ornitológico de Aragón. 1991-1992*, pp. 31. SEO-Aragón. Zaragoza.
- SÁNCHEZ, J. M. & BLASCO, M. 1986. Biología reproductora de *Gelochelidon nilotica* (Gm., 1789) en el Sur de la Península Ibérica. *Miscellanea Zoológica*, 10: 259-266.
- SÁNCHEZ, J. M., BLASCO, M., CABO, J. M., MUÑOZ DEL VIEJO, A. 1993. Evolución de la dieta de *Sterna nilotica* durante la estación reproductora. En, J. S. Aguilar, X. Monbailliu & A. M. Paterson (Eds.): *Estatus y conservación de aves marinas*. SEO/BirdLife y MEDMARAVIS. Madrid.
- SÁNCHEZ, J. M., BLASCO, M. & DA SILVA, E. 1990. Evolución y situación actual de los láridos nidificantes en la laguna de Fuente de Piedra. Actas de las VIII Jornadas Ornitológicas Españolas. Murcia (1985). *Testudo*, 1: 119-135.
- SÁNCHEZ, J. M., BLASCO, M., DE LA CRUZ, C. & DA SILVA, E. 1989. Segregación y sincronismo de la avifauna acuática en la laguna de Fuente Piedra. *Mediterránea*, 11: 35-46.
- SÁNCHEZ, J. M., MUÑOZ, A. 1997. *Gelochelidon nilotica*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- SÁNCHEZ, J. M., MUÑOZ DEL VIEJO, A. & DE LA CRUZ, C. 1991. Relación entre la cobertura vegetal y la distribución de nidos en las colonias de Pagaza piconegra. *Doñana Acta Vertebrata*, 18(1): 152-158.
- SÁNCHEZ, J. M., MUÑOZ DEL VIEJO, A. & DE LA CRUZ, C. 1996. Segregación alimentaria entre adultos y pollos de *Gelochelidon nilotica* (Gm., 1758) en la laguna de Fuentepiedra. *Ardeola*, 38(1): 21-27.

- SÁNCHEZ, J. M. & RODRÍGUEZ, J. A. 1994. Measures to correct the impact on aquatic birds caused by the operation Orellana reservoir, Extremadura, Spain. *Proc. XVII International Congress on Large Dams. Vol II*, pp. 255-272. CIGB-ICOLD. Durban.
- SÁNCHEZ, J. M. & SAMPIETRO, F. J. 1998. Escribano Palustre. En, F. J. Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral: *Aves de Aragón, Atlas de las aves nidificantes*. Diputación General de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- SÁNCHEZ, J. M. & SANCHEZ, A. 1991. La reproducción de la Pagaza Pico-negra *Gelochelidon nilotica* en las Vegas Altas del Guadiana en la primavera de 1989. *Ardeola*, 38(1): 131-135.
- SÁNCHEZ, M. A. & ESTEVE, M. A. 2000. Los vertebrados terrestres de la Región de Murcia: evolución histórica y especies amenazadas. En, J. F. Calvo, M. A. Esteve & F. Lopez-Bermudez (Eds.): *Biodiversidad. Contribución a su conocimiento y conservación en la Región de Murcia*. Universidad de Murcia - Instituto Universitario del Agua y del Medio Ambiente.
- SÁNCHEZ, M. I., GREEN, A. J. & DOLZ, C. 2000. The diets of the White-headed Duck *Oxyura leucocephala*, Ruddy Duck *O. jamaicensis* and their hybrids from Spain. *Bird Study*, 47: 275-284.
- SÁNCHEZ COROMINAS, T. 1998. Situación de la codorniz en Asturias. Año 1998. Informe inédito para la Consejería de Agricultura del Principado de Asturias.
- SÁNCHEZ GARCÍA, A. & RODRÍGUEZ MARTÍN, A. 1993. *Programa de control y seguimiento de poblaciones faunísticas. Primavera 1993. Águila Real*. Junta de Extremadura y Agencia de Medio Ambiente.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A. 1991. Terrera Marismaña *Calandrella rufescens*. En, V. Urios, J. V. Escobar, R. Pardo & J. A. Gómez (Eds.): *Atlas de las Aves Nidificantes de la Comunidad Valenciana*, pp. 244-245. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Generalitat Valenciana, Valencia.
- SÁNCHEZ-ZAPATA, J. A., SÁNCHEZ, M. A., CALVO, J. F. & ESTEVE, M. A. 1995. *Ecología de las aves de presa de la región de Murcia*. Cuadernos de Ecología y Medioambiente. Universidad de Murcia.
- SANCHO, C. & LÓPEZ, G. 2002. Seguimiento de aves passeriformes en el Paraje Natural del Clot de Galvany. *Las Aves en Alicante. Anuario Ornitológico de Alicante 2000*: 147-154.
- SANDOVAL, A., TORRES, A., MARTÍNEZ, M. & MARTÍNEZ, S. 2002. *Rissa tridactyla*. VII Anuario das Aves de Galicia (1999): 46-47.
- SANGSTER, G. 1996. Species limits in the Blue Tit complex: new evidence from play-bach studies. *Trends in systematic. Dutch Birding*, 18(5): 85-88.
- SANGSTER, G., KNOX, A. G., HELBIG, A. J. & PARKIN, D. T. 2002. Taxonomic recommendations for European birds. *Ibis*, 144: 153-159.
- SANTAEUFEMIA, J., BALLESTEROS, T., GARCÍA, J. & PUIG, M. 1990. Características de la población nidificante del Chorlito Patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en el Delta de Llobregat. *Butlletí del Parc Natural Delta de l'Ebre*, 5: 31-34.
- SANTOS JR., J. R. 1979. As narcejas e a sua criação em Tras-os-Montes. *Cyanopica*, 1(2): 1-14.
- SANZ, J. C., GARCÍA PLAZAOLA, J. I., LLAMA, O. & RODRÍGUEZ PÉREZ, A. 1998. Lechuza Campestre *Asio flammeus*. *Noticiario Ornitológico. Ardeola*, 45(2): 250.
- SANZ, T. 1997. Migración e invernada de Águila Pescadora en España. *Quercus*, 139: 14-15.
- SANZ, T. 2000. Las aves acuáticas del pantano de Monteagudo (Monteagudo de las Vicarías, Soria) 1989-1999. Algunas consideraciones sobre el Zampullín cuellinegro (*Podiceps nigricollis* C.L. Brehm, 1831). *Oxyura*, 10(1): 123-136.
- SANZ, T. 2001. El Búho campestre (*Asio flammeus*) en la provincia de León. *Argutorio*, 6: 20-21.
- SANZ VILLORIA, J. 2002. Pato Colorado (*Netta rufina*). En, A. Herrero (Coord.): Taller regional (Cantabria). Libro Rojo de las Aves de España (24 enero 2002). Santander. Informe inédito.
- SANZ-ZUASTI, J. & GARCÍA-FERNÁNDEZ, J. 2001. Censo de la población reproductora de Cernicalo Primilla (*Falco naumanni*) en Castilla y León. Año 1999. En, F. Garcés & M. Corroto (Eds.): *Biología y Conservación del Cernicalo Primilla*. Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid y GREFA. Madrid.
- SANZ-ZUASTI, J., JUBETE, F. & ROMÁN, J. 1996. Nuevos datos sobre la población de la Alondra de Dupont (*Chersophilus duponti*) en Castilla y León. En, J. Fernández & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las Aves Esteparias y su Hábitat*, pp. 307-309. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- SANZ-ZUASTI, J., SOTO-LARGO, E. & VELASCO, T. 1998. Pato Colorado, Ahate gorritzta (*Netta rufina*). *Anuario Ornitológico de Navarra 1996*: 3, pp. 89.
- SANZ-ZUASTI, J. & VELASCO, T. 1997. *Guía de las Aves de las lagunas de Villafáfila y su entorno*. Ed. Asociación para el desarrollo rural ADRI-Palomaes. Zamora.
- SANZ-ZUASTI, J. & VELASCO, T. 1999. *Guía de las aves de Castilla y León*. Ed. Carlos Sánchez. Medina del Campo.
- SARGATAL, J. 2000. Restauración y gestión de humedales y de su avifauna en el Parque Natural de los Aiguamolls de l'Empordà. En, R. Carbonell & M. Juliá (Eds.): *XIII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp. 33-51. SEO/BirdLife. Madrid.
- SARGATAL, J. & DEL HOYO, J. 1989. *Els ocells del Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà*. Lynx Edicions. Barcelona.
- SARGATAL, J. & LLINÀS, R. 1978. *Els Ocells de l'Empordà*. Centre Excursionista Empordanés. Figueres.
- SARRÓ, A. & PONS, J. R. 1966. La Gaviota Pico fina (*Larus genei*) anidando en el interior de la provincia de Málaga. *Ardeola*, 11: 154.
- SASSI, M. 1908. Einige Bemerkungen zur Ornithologie der canarischen Inseln. *Orn. Jahrb.*, 19: 30-36.
- SAURA, J., BAYÁN, B., CASAS, J., RUIZ DE LARRAMENDI, A. & URDIALES, C. 2001. Documento marco para el desarrollo del proyecto Doñana 2005. Regeneración hídrica de las cuencas y cauces vertientes a las marismas del Parque Nacional de Doñana. Informe inédito para Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- SCHÄFFER, N. & GALLO-ORSI, U. 2001 (Eds.). *European Union action plans for eight priority bird species*. Comisión Europea. Bélgica.
- SCHIEKERMANN, H. & MÜSKENS, G. 2000. Produceren Grutto's *Limosa limosa* in agrarisch grasland voldoende jongen voor een duurzame populatie? [Do Black-tailed Godwits *Limosa limosa* breeding in agricultural grasslands produce sufficient young for a stable population?]. *Limosa*, 73: 121-124.
- SCHMITZ, L. 1993. Distribution et habitat du Pic mar *Dendrocygna medius* en Belgique. *Aves*, 30: 145-166.
- SCHOGOLEV, I. V. 1996. Migration and Wintering Grounds of Glossy Ibis (*Plegadis falcinellus*) Ringed at the Colonies of the Dnestr Delta, Ukraine, Black Sea. *Colonial Waterbirds 19* (Special Publication 1): 152-158.
- SCHRICKE, V., BENMERGI, M., DIOUF, S., OULD MESSAOUD, B. & TRIPLET, P. 1999. Oiseaux d'eau dans le delta du Sénégal et ses zones humides environantes en janvier 1999. *Bull. Mens. ONC*, 247: 23-32.
- SCHROTH, K. H. 1991. Survival, movements and habitat selection of released capercaillie in the north-east Black Forest in 1984-1989. *Ornis Scandinavica*, 22: 249-254.
- SCHULZ, H. 1985. *Grundlagenforschung zur Biologie der Zwergtrappe Tetrao tetrao*. Braunschweig.
- SCHULZE-HAGEN, K. 1989. Bekanntes und weniger Bekanntes vom Seggenrohrsänger *Acrocephalus paludicola*. *Limicola*, 3: 229-246.
- SCIABICI, V. 2000. L'anatra marmorizzata ha nidificato in Sicilia. *Caccia & Conservazione*, IV(3/4): 2-4.
- SCOTT, D. A. 2002. Report on the Conservation Status of Migratory Waterbirds in the Agreement Area. Update Report to African Eurasian Migratory Waterbird Agreement Secretariat.
- SCOTT, D. A. & ROSE, P. M. 1996. *Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International Publication no. 41. Wetlands International, Wageningen.
- S.C.V. (SOCIEDAD PARA LA CONSERVACIÓN DE LOS VERTEBRADOS). 2002. La regresión del milano real en la Comunidad de Madrid. *Quercus*, 197: 14-16.
- SEGUÍ, B. 1998. Successió estratigràfica d'aus en els rebliments càrstics de les Gimnèsies. Els ocells fòssils de Mallorca i Menorca. Tesis Doctoral. Departament de Ciències de la Terra, Universidad de les Illes Balears.
- SEGUÍ, B., BARCELÓ, A., CASTELLÓ, MAS, A. & OLIVER, M. 2002 (en prensa). Análisis y estrategia en el sector cinegético de Mallorca a la luz de un nuevo modelo de sostenibilidad. *Trofeo*, 00: 000-000.
- SEGUÍ, B., BOVER, P., TRIAS, M. & ALCOVER, J. A. 1998. El jaciment fòssilífer de la cova C-2. *Endins*, 22: 81-97.
- SEGUIN, J. F. 2001. Life Project in Corsica. En, A. Sakoulis, M. Probonas & S. Xirouchakis (Eds.): *Proceedings of the 4th Bearded Vulture Workshop*, pp. 41. Irakleio, Crete, Greece.
- SELAS, V. 2000. Seed production of a masting dwarf shrub, *Vaccinium myrtillus*, in relation to previous reproduction and weather. *Canadian Journal of Botany*, 78: 423-429.
- SELLIS, U. 2000. Will the Black Stork remain to breed in Estonia?. *Hirundo*, 13(1): 19-30.

- SENOSIAIN, A. 1978. Observaciones de Pico dorsiblanco en el Pirineo navarro y primera nidificación comprobada en la Península Ibérica. *Ardeola*, 24: 236-242.
- SEO/BIRDLIFE. 1985. Estudio sobre la biología migratoria del orden Anseriformes (Aves) en España. Informe inédito para ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- SEO/BIRDLIFE. 1991. Censo de aves acuáticas reproductoras en la Comunidad de Madrid, año 1991. Informe inédito para la Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- SEO/BIRDLIFE. 1994. Atlas de las aves nidificantes en Madrid. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- SEO/BIRDLIFE. 1995. Situación del Cernícalo Primilla en la Comunidad de Madrid. Censo y selección de hábitat de nidificación. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- SEO/BIRDLIFE. 1996. Situación del Carricerín Real (*Acrocephalus melanopogon*) y otros passeriformes palustres en las provincias de Albacete, Ciudad Real, Toledo, Cuenca y Guadalupe. Informes inéditos para las Consejerías de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Comunidades de Castilla la Mancha.
- SEO/BIRDLIFE. 1999a. Censo de Cernícalo Primilla (*Falco naumanni*) en la Comunidad de Madrid, año 1999. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- SEO/BIRDLIFE. 1999b. Censos de avutarda en tres ZEPAs de Extremadura. Informe inédito.
- SEO/BIRDLIFE. 2000. Censo de la población reproductora de Buitre Negro en la Comunidad de Madrid. 2000. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- SEO/BIRDLIFE. 2001a. Censo de la población reproductora de Buitre Negro en la Comunidad de Madrid. 2001. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid.
- SEO/BIRDLIFE. 2001b. Recuperación de *Puffinus mauretanicus* en las ZEPAs de las Islas Baleares. Informe inédito elaborado para la Conselleria de Medi Ambient del Govern Balear.
- SEO/BIRDLIFE. 2001c. *Tendencias de las poblaciones de aves comunes en España (1996-2001)*. Programa SACRE. Informe 2001. SEO/BirdLife. Madrid.
- SEO/BIRDLIFE. 2002. Seguimiento de la migración de aves en el Estrecho. Año 2000. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- SEO/BIRDLIFE. 2003a. La catástrofe del petrolero *Prestige* y su impacto sobre las aves marinas. Tercer informe (inédito). Enero-Febrero 2003. SEO/BirdLife.
- SEO/BIRDLIFE. 2003b. *Tendencias de las poblaciones de aves comunes reproductoras en España (1996-2003)*. Programa SACRE. Informe 2003.
- SEO/BIRDLIFE-EOA. 2000. Censos de aves acuáticas en la Comunidad Valenciana: archivos 1988-2000. Estación Ornitológica de La Albufera-SEO/BirdLife. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Generalitat Valenciana.
- SEO-ALICANTE. 2001. Las Aves en Alicante. *Anuario Ornitológico de Alicante 1999*: 1-131.
- SEO-ARAGÓN. 2001. Lista Sistemática. *Anuario Ornitológico de Aragón 1997-1998*: 28.
- SEO-CANTABRIA. 2000. Actualización de las poblaciones nidificantes de Paíño Común de los islotes costeros de Cantabria. Informe inédito para la Dirección General de Montes y Conservación de la Naturaleza. Gobierno de Cantabria.
- SEO-MÁLAGA. 1999. Pato colorado *Netta rufina*. Lista sistemática, 1995-97. En, A. M. Paterson, J. J. Jiménez Rodríguez & A. R. Muñoz Gallego (Eds.): *Anuario Ornitológico de Málaga 1995-1996-1997*, pp. 39-40. SEO-Málaga. Málaga.
- SEO-MONTICOLA. 2001. Lista sistemática. En, A. Bermejo, J. De la Puente & J. Seoane (Eds.): *Anuario Ornitológico de Madrid 2000*. Madrid.
- SEOANE, J., VIÑUELA, J., DÍAZ-DELGADO, R. & BUSTAMANTE, J. (en prensa). Land-use and climatic correlates of the red kite distribution in the Iberian peninsula. *Biological Conservation*, 00: 000-000.
- SERROT, J., DOUMERET, A. ET ÈGRETEAU, C. 1994. *Maintien et renforcement de la population de Gnjettes noires (Chlidonias niger) en Marais Poitevin et Marais Rochefortais*. Document de travail, LPO, Rochefort, France.
- SERRANO, D. & TELLA, J. L. (en prensa). Dispersal within spatially-structured population of lesser kestrels: the role of spatial isolation and conspecific attraction. *Journal of Animal Ecology*, 00: 000-000.
- SERRANO, D., TELLA, J. L., DONÁZAR, J. A. & POMAROL, M. (en prensa). Conspecific attraction, resource competition and individual traits affect natal dispersal in the facultatively lesser kestrel. *Ecology*, 00: 000-000.
- SERRANO, D., TELLA, J. L., FORERO, M. G. & DONÁZAR, J. A. 2001. Factors affecting breeding dispersal in the facultatively colonial lesser kestrel: individual experience vs. conspecific cues. *Journal of Animal Ecology*, 70: 568-578.
- SERRANO, D., TELLA, J. L., URSÚA, E. & DONÁZAR, J. A. 2001. Seguimiento de la población de Cernícalo Primilla de los Monegros: propuestas de medidas de conservación. Informe inédito. Estación Biológica de Doñana / Gobierno de Aragón. Informe inédito.
- SERVICIO DE CONSERVACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD. 2001. *El Urogallo en Navarra*. Informe interno. Gobierno de Navarra.
- SGHN. 1995. *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo II: Aves*. Sociedade Galega de Historia Natural. Vigo.
- SHIRIHAI, H., FORSMAN, D. & CHRISTIE, D. A. 1998. Field identification of large falcons in the West Palearctic. *British Birds*, 91(1-2): 12-35.
- SHIRT, D. B. 1983. The avifauna of Fuerteventura and Lanzarote. *Bustard Studies*, 1: 57-68.
- SIBLEY, J. P. 1994. Nidification de la Sterne naine (*Sterna albifrons*) en Basée: consequence de l'aménagement reussi d'un site artificiel. *Bulletin Association Naturaliste Vallée Loing*, 70: 15-19.
- SIBLEY, C. G. & MONROE, B. L. 1990. *Distribution and Taxonomy of Birds of the World*. Yale University Press. New Heaven & London.
- SIERRA, G. 1999. Aves de la Sierra de Guadalupe. En, L. J. Martín García-Sancho & G. Sierra González: *Guía de las aves de La Moraña y Tierra de Arévalo*, pp.159-160. ASODEMA. Ávila.
- SILVA, P. & BEJA, P. 2001. Breeding habitat of the Black-shouldered Kite (*Elanus caeruleus*) in a rural area of Southern Portugal. *Abstracts 4th Eurasian Congress on Raptors*, pp. 175. Estación Biológica de Doñana-CSIC & Raptor Research Foundation. Sevilla.
- SIMMS, E. 1985. *British warblers*. Collins. Londres.
- SIOKHIN, V. 1993. Factors influencing the populations structure and trophic levels in the main breeding colonies of gulls and terns in Black and Azov Seas. En, J. S. Aguilar, X. Monbailliu & A. M. Paterson (Eds.): *Estatus y conservación de aves marinas*, pp. 229-237. SEO/BirdLife y MEDMARAVIS. Madrid.
- SIRIWARDENA, G. M., BAILLIE, S. R., BUCKLAND, S. T., FEWSTER, R. H., MARCHANT, J. H. & WILSON, J. D. 1998. Trends in the abundance of farmland birds: a quantitative comparison of smoothed common bird census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24-43.
- SIVERIO, F., BARONE, R., SIVERIO, M., TRUJILLO, D. & RAMOS, J. J. 1999. Response to conspecific playback calls, distribution and habitat of *Tyto alba* (Aves: Tytonidae) on La Gomera, Canary Islands. *Rev. Acad. Canar. Cienc.*, 11(3-4): 213-222.
- SIVERIO, M. 2000. El macizo de Teno, uno de los principales enclaves para la avifauna en Tenerife. *Makaronesia*, 2: 71-78.
- SIVERIO, M. & SIVERIO F. 1997. Population size and breeding data of the Osprey *Pandion haliaetus* on Tenerife, Canary Islands. *Airo*, 8(1/2): 97-39.
- SIVERIO, M., TRUJILLO, D. & RAMOS, J. J. 1998. Petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*). *Noticiario Ornitológico*. *Ardeola*, 45(1).
- SMIT, C. & PIERSMA, T. 1989. Numbers, midwinter distribution, and migration of wader populations using the East Atlantic Flyway. En, H. Boyd & J. Y. Pirot (Eds.): *Flyways and reserve networks for water birds*. IWRB Special Publication, 9: 24-63.
- SMITH, K. W. 1983. The status and distribution of waders breeding on lowland grasslands in England and Wales. *Birds Study*, 30: 177-192.
- SNOW, D. W. & PERRINS, C. M. 1998. *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Volumes 1 & 2 (Passerines)*. Oxford University Press. Oxford.
- SNPFYC. 1962. *Control de animales dañinos. Información estadística, años 1953-1962*. Ministerio de Agricultura. Madrid.
- SOCIEDADE GALEGA DA HISTORIA NATURAL. 1995. *Atlas de Vertebrados de Galicia. Tomo II. Aves*. Ed. Consello da Cultura Galega. Santiago de Compostela.
- SOCIEDADE GALEGA DA HISTORIA NATURAL. 2002. Análisis del aprovechamiento cinegético especial de la codorniz en la llanura de A Limia (Ourense, España). Año 2001. Informe inédito.
- SOLANO, P. 2000. *Red-Crested Pochard (Netta rufina) in Spain*. ONC-SEO/BirdLife. Madrid.
- SOLANO, S., SILVA, P. & GONZÁLEZ-QUIRÓS, P. 2000. Distribución de la Perdiz Pardilla en Asturias. Métodos de Censo. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Principado de Asturias.

- SOLER, J. J. & SOLER, M. 1993. Diet of the Red-billed Chough *Pyrrhocorax pyrrhocorax* in south-east Spain. *Bird Study*, 40: 216-222.
- SOLER, M. 1989. The Chough in Oriental Andalusia with special mention of the Guadix ara. En, E. Bignal & D. J. Curtis (Eds.): *Choughs and land-use in Europe. Proceedings of an international workshop on the conservation of the Chough Pyrrhocorax pyrrhocorax in the EC, 11-14 November 1988*, pp. 29-33. Scottish Chough Study Group. Tarbento. U. K.
- SOLER, M. 2001. Chova Piquirroja *Pyrrhocorax pyrrhocorax*. En, R. Franco & M. Rodríguez de los Santos (Coord.): *Libro Rojo de los Vertebrados Amenazados de Andalucía*, pp. 203. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.
- SOLER, M., ZÚÑIGA, J. M. & CAMACHO, I. 1983. Alimentación y reproducción de algunas aves de la Hoya de Guadix (sur de España). *Trab. Monogr. Dep. Zool. Univ. Granada (NS)*, 6: 27-100.
- SOLER LICERAS, C. & HERNÁNDEZ ANDRÉU, M. 2001. Historia Del Agua. En, J. M. Fernández-Palacios & J. L. Martín Esquivel (Eds.): *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación*, pp. 255-261. Turquesa Ediciones. Santa Cruz de Tenerife.
- SOLÍS, J. C. 1987. La variación anual de la avifauna en la Sierra de Gata. Tesis de Licenciatura. Universidad de Extremadura. Badajoz.
- SOLÍS, J. C. & DE LOPE, F. 1995. Nest and egg crypsis in the ground-nesting Stone Curlew *Burhinus oedinenus*. *Journal of Avian Biology*, 26: 135-138.
- SOLÍS, J. C. & DE LOPE, F. 1996. Un ejemplo del manejo de un área protegida: la selección de hábitats de nidificación del Alcaraván (*Burhinus oedinenus*) en Doñana. En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*, pp. 81-89. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- SONERUD, G. A. 1985. Nest hole shift in Tengmalm's owl *Aegolius funereus* as defense against nest predation involving long-term memory in the predator. *Journal of Animal Ecology*, 54: 179-192.
- SORRENTI, M. 2001. L'anatra marmorizzata (*Marmaronetta angustirostris*) nuovamente nidificante nel Pantano Leone. *Caccia e Conservazione*, V(2/3): 6.
- SOSNOWSKI, J. & CHMIELEWSKI, S. 1996. Breeding biology of the Roller *Coracias garrulus* in Puszcza Pilicka Forest (Central Poland). *Acta Ornithologica*, 31: 119-131.
- SOTO-LARGO, E. 1998. Aplicación de técnicas de grabación y análisis al seguimiento de la población nidificante de Avetoro Común (*Botaurus stellaris*). Años 1997 y 1998. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- SOTO-LARGO, E. 2001. Directrices de gestión de la Fauna y Flora Silvestre en los humedales de importancia para la conservación del Avetoro en Navarra. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Gobierno de Navarra.
- SOTO-LARGO, E. 2002. Censo y seguimiento de la población reproductora de Avetoro Común y valoración de las zonas de importancia para la conservación de la especie en Aragón. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Diputación General de Aragón.
- SOTO-LARGO, E. & ORIA, J. (Coords.) 2000. I Censo de Buitre Negro (*Aegypius monachus*) en Castilla y León, año 2000. Informe inédito para Consejería de Medio Ambiente, Junta de Castilla y León.
- SOTO-LARGO, E., VELASCO, T. & SANZ-ZUASTI, J. 2000. La población reproductora del Avetoro Común (*Botaurus stellaris*) en la ribera navarra. *Anuario Ornitológico de Navarra 1998*, 5: 35-41.
- SOTO-LARGO, E., VELASCO, T., SANZ-ZUASTI, J. & GONZÁLEZ, J. L. 1996. Plan de Recuperación del Avetoro Común (*Botaurus stellaris*) en Navarra. Informe inédito para Departamento de Medio Ambiente. Gobierno Foral de Navarra.
- SOUZA, J. A., FAFIÁN, J. M., CAEIRO, M. L., VELASCO, J. & MONTEAGUDO, A. 1995. Situación actual del Chorlito de Patinegro (*Charadrius alexandrinus*) en Galicia: población nidificante y primeros datos sobre productividad. En, I. Munilla & J. Mouriño (Eds.): *Actas do II Congreso Galego de Ornitoloxía*, pp. 95-113. Universidad de Santiago de Compostela. Santiago de Compostela.
- SOWLS, L. K. 1955. *Prairie Ducks*. Washington D.C. Wildlife Management Institute.
- SPITZER, P. R., POOLE, A. F. & SCHEIBEL, M. 1983. Initial Population Recovery of Breeding Ospreys in the Region between New York City and Boston. En, D. M. Bird (Ed.): *Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys*, pp. 231-241. Harpell Press. Ste. Anne de Bellevue. Quebec.
- SPITZNAGEL, A. 1990. The influence of forest management on woodpecker density and habitat use in floodplain forests of the upper rhine valley. En, G. Carlson, & A. Aulén, (Eds.): *Conservation and Management of Woodpecker Populations. Report 17*, pp 117-145. Swedish University of Agricultural Science, Uppsala.
- STEINBACHER, F. 1930. Zur systematik der Rohrammern. *Jurnal für Ornithologie*, 78: 482.
- STENZEL, L. E., WARRINER, J. C., WARRINER, J. S., WILSON, K. S., BIDSTRUP, F. C. & PAGE, G. W. 1994. Long-distance breeding dispersal of snowy plovers in western North America. *Journal of Animal Ecology*, 63: 887-902.
- STONE, C. 1995. Seabird distribution in relation to sea depth. *Limosa*, 68: 123.
- STONE, C. J., WEBB, A., BARTON, C., RATCLIFFE, N., REED, T. C., TASKER, M. L., CAMPHUYSEN, C. J. & PIENKOWSKI, M. W. 1995. *An atlas of sea-bird distribution in north-west European waters*. JNCC. Peterborough.
- STORAAS, T., KASTDALEN, L. & WEGGE, P. 1999. Detection of forest grouse by mammalian predators: A possible explanation for high brood losses in fragmented landscapes. *Wildlife Biology*, 5: 187-192.
- STORCH, I. 1993a. Patterns and strategies of winter habitat selection in alpine capercaillie. *Ecography*, 16: 351-359.
- STORCH, I. 1993b. Habitat selection by capercaillie in summer and autumn: Is bilberry important? *Oecologia*, 93: 257-265.
- STORCH, I. 1994. Habitat and survival of capercaillie *Tetrao urogallus* nests and broods in the Bavarian Alps. *Biological Conservation*, 70: 237-243.
- STORCH, I. 1995a. Annual home ranges and spacing patterns of capercaillie in central Europe. *Journal Wildlife Management*, 59(2): 392-400.
- STORCH, I. 1995b. Habitat requirements of capercaillie. *Proc. Int. Symp. Grouse*, 6 : 151-154.
- STORCH, I. (Comp.) 2000. *Grouse Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004*. WPA/BirdLife/SSC Grouse Specialist Group. IUCN - WPA. Reading.
- STRAZDS, M. 2001. Conservation status of the Black Stork in the world. *III International Black Stork Conference, March 2001*. Fourneau Saint-Michel.
- STRAZDS, M., VAN DEN BOSSCHE, W., SACKL, P. & TISSHECHKIN, A. 1996. Tendencias demográficas de la Cigüeña Negra en Europa. *Comunicación a la II Conferencia Internacional sobre la Cigüeña Negra, marzo 1996*. ADENEX. Trujillo.
- STREICH, E. & SARGATAL, J. 1996. La Trenca. *El Bruel*, 13.
- STROUD, D. A., CHAMBERS, D., COOK, S., BUXTON, N., FRASER, B., CLEMENT, P., LEWIS, P., MCLEAN, I., BAKER, H. & WHITEHEAD, S. (Eds.). 2001. *The UK SPA network: its scope and content*. JNCC. Peterborough.
- STUDER-THIERSCH, A. & STUDER-THIERSCH, P. 1968. Sobre aves acuáticas en una laguna del interior de Andalucía (observaciones de marzo a julio de 1967). *Ardeola*, 14: 167-174.
- SUÁREZ, F. 1984. Estructura y composición de las comunidades de aves invernantes en las zonas semiáridas de Lanzarote y Fuerteventura (islas Canarias). *Ardeola*, 30: 83-91.
- SUÁREZ, F. 1988. Historia natural de la Collalba Rubia *Oenanthe hispanica* durante la época de reproducción. Tesis doctoral de la Universidad Complutense de Madrid.
- SUÁREZ, F. 1994. Black-eared Wheatear *Oenanthe hispanica*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 386-387. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- SUÁREZ, F., HERRANZ, J., MARTÍNEZ, C., MANRIQUE, J., ASTRAIN, C., ETXEBERRIA, A., CURCO, A., ESTRADA, J. & YANES, M. 1999. Utilización y selección de hábitat de las Gargas Ibérica y Ortega en la península ibérica. En, J. Herranz. & F. Suárez (Eds.): *La Garga Ibérica (Pterocles alchata) y la Garga Ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 127-156. Colección técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- SUÁREZ, F., HERRANZ, J. & YANES, M. 1996. Conservación y gestión de las estepas en la España peninsular. En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*, pp. 27-41. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- SUÁREZ, F., HERVÁS, I., LEVASSOR, C. & CASADO, M. A. 1999. La alimentación de la Garga Ibérica y la Garga Ortega. En, J. Herranz. & F. Suárez (Eds.): *La Garga Ibérica (Pterocles alchata) y la Garga Ortega (P. orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 215-229. Colección Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- SUÁREZ, F. & MANRIQUE, J. 1992. Low breeding success in Mediterranean Shrubsteppe passerine: Thekla Lark *Galerida theklae*, Lesser Short-

- toed lark *Calandrella rufescens*, and Black-eared Wheatear *Oenanthe hispanica*. *Ornis Scandinavica*, 23: 24-28.
- SUÁREZ, F., MARTÍNEZ, C., HERRANZ, J. & YANES, M. 1997. Conservation status and farmland requirements of Pin-tailed Sandgrouse *Pterocles alchata* and Black-bellied Sandgrouse *Pterocles orientalis* in Spain. *Biol. Conserv.*, 82: 73-80.
- SUÁREZ, F., NAVESO, M. A. & DE JUANA, E. 1997. Farming in the drylands of Spain: birds of the pseudosteppes. En, D. J. Pain & M. W. Pienkowski (Eds.): *Farming and birds in Europe: the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*, pp. 297-330. Academic Press. San Diego & Londres.
- SUÁREZ, F., OÑATE, J. J. & HERRANZ, J. 1999. Estado y problemática de conservación de las gangas ibérica y ortega en España. En, J. Herranz & F. Suárez (Eds.): *La Ganga Ibérica (Pterocles alchata) y la Ganga Ortega (Pterocles orientalis) en España. Distribución, abundancia, biología y conservación*, pp. 273-302. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- SUÁREZ, F. & YANES, M. 1997. Collalba Rubia *Oenanthe hispanica*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 374-375. SEO/BirdLife. Lynx Edicions. Barcelona.
- SUETENS, V. & GROENENDAEL, P. V. 1966. Sobre ecología y conducta reproductora del Buitre Negro (*Aegyptius monachus*). *Ardeola*, 12: 19-44.
- SUNYER, C. 1991. El período de emancipación en el quebrantahuesos: consideraciones sobre su conservación. En, R. Heredia & B. Heredia (Eds.): *El Quebrantahuesos (Gypaetus barbatus) en los Pirineos*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- SUNYER, C. 1992. Importancia de los muladares en la conservación de las rapaces carroñeras. *Quercus*, 78: 14-23.
- SVAZAS, S. 2001a. II Coloquio internacional. Biología y Gestión de Colúmbidos silvestres. *Naturzale. Cuadernos de Ciencias Naturales*, 16: 71-81.
- SVAZAS, S. 2001b. Population status of pigeons and doves in the Eastern Baltic region. *Naturzale. Cuadernos de Ciencias Naturales*, 16: 71-81.
- SZÉKELY, T. & LESSELLS, C. M. 1993. Mate change by Kentish Plovers *Charadrius alexandrinus*. *Ornis Scandinavica*, 24: 317-322.
- SZIJJ, J. 1975. Probleme des Anatidenzuges, dargestellt an den verlagerungen des europäischen Kolbenentenbestandes. *Ardeola*, 21: 153-171.
- TAIT, W. C. 1924. *The birds of Portugal*. H. F. & G. Witherby. Londres.
- TAJUELO, F. J. 1993. Incidencia de los arados sobre las aves que nidifican en el suelo. *Quercus*, 94: 18-19.
- TAJUELO ZABALLOS, F. J. 2000. Pato Colorado (*Netta rufina*). Lista sistemática 1999. En, A. Bermejo, J. de la Puente & J. Seoane (Ed.): *Anuario Ornitológico de Madrid 1999*, pp. 185. SEO-Monticola. Madrid.
- TANYU M. M., VLADIMIR, A. P., DIMITAR, N., BOZHIDAR, E. I. & LYUBOMIR, P. 1989. A short note on Wild Geese in Bulgaria during the period 1977 to 1989. En, *Western Palearctic Geese. IWRB Special publication*: 14: 167-168.
- TARRAGONA, F., HODAR, J. A., SAROMPAS, C. E., VALVERDE, S. & AVELLANO, M. 1991. *La avifauna nidificante en la vega de Motril, Vol. 2 (Passeriformes)*. Caja General de Ahorros de Granada. Granada.
- TAYLOR, I. 1994. *Barn Owls. Predator-prey relationships and conservation*. Cambridge University Press. Cambridge.
- TAYLOR, R. 1993. Habitat and feeding ecology of *Acrocephalus melanopogon* and the impact of recent fires and management practiques at s'Albufera de Mallorca. Informe inédito para Parc Natural de s'Albufera de Mallorca, Govern Balear.
- TAYLOR, R. 1994. Autoecología de *Acrocephalus melanopogon* en s'Albufera de Mallorca. *Butll. Parc Natural de s'Albufera de Mallorca*, 1: 33-45.
- TAYLOR, R. H. & THOMAS, B. W. 1989. Eradication of Norway rats (*Rattus norvegicus*) from Hawea Island, Fiordland, using brodifacoum. *New Zealand J. Ecol.*, 12: 23-32.
- TEIXEIRA, A. M. 1984. Aves marinhas nidificantes no litoral português. *Boletim Liga para a Protecção da Natureza*, 18: 105-115.
- TEIXEIRA, A. M. & MOORE, C. C. 1983. The breeding of the Madeiran Petrel *Oceanodroma castro* on Fajalho Grande, Portugal. *Ibis*, 125(3): 382-384.
- TELLA, J. L. 1991. Estudio preliminar de la alimentación del alimoche (*Neophron percnopterus*) en el valle medio del Ebro. En, *I Congreso Internacional sobre Aves Carro ñas*, pp. 53-68. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- TELLA, J. L. 1993. Polyandrous trios in a population of Egyptian Vultures (*Neophron percnopterus*). *Journal of Raptor Research*, 27: 119-120.
- TELLA, J. L. 1996. Condicionantes ecológicos, costes y beneficios asociados a la colonialidad en el Cernicalo Primilla. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona.
- TELLA, J. L. & BLANCO, G. 1998. Chova piquirroja *Pyrhocorax pyrrhocorax*. En, F. J., Sampietro Latorre, E. Pelayo, F. Hernández, M. Cabrera & J. Guiral (Eds.): *Aves de Aragón. Atlas de especies nidificantes*, pp. 396-397. Diputación de Aragón e Ibercaja. Zaragoza.
- TELLA, J. L. & CARRETE, M. [en línea]. Alondra de Dupont, *Chersophilus duponti*. *Anuario Ornitológico Región de Murcia* <http://usuarios.lycos.es/aorm/>
- TELLA, J. L. & FORERO, M. G. 2000. Farmland habitat selection of wintering lesser kestrels in a Spanish pseudosteppe: implications for conservation strategies. *Biodiversity and Conservation*, 9: 433-441.
- TELLA, J. L., FORERO, M. G., HIRALDO, F. & DONÁZAR, J. A. 1998. Conflicts between lesser kestrel conservation and European agricultural policies as identified by habitat use analyses. *Conservation Biology*, 12: 593-604.
- TELLA, J. L., GRANDE, J. M., SERRANO, D. & DONÁZAR, J. A. 2001. Seguimiento de la población de alimoche (*Neophron percnopterus*) en el Valle Medio del Ebro. Informe inédito para la Diputación General de Aragón. Zaragoza.
- TELLA, J. L. & MAÑOSA, S. 1993. Eagle Owl predation on Egyptian Vulture and Goshawk: a possible effect of a decrease in European rabbit supply. *Journal of Raptor Research*, 27: 111-112.
- TELLA, J. L., POMAROL, M., MUÑOZ, E. & LÓPEZ, R. 1993. Importancia de la conservación de los mases para las aves en Los Monegros. *Alytes*, 6: 335-350.
- TELLA, J. L., TORRE, I. & SÁNCHEZ, C. 1996. Habitat availability and roost-site selection by the Stone Curlew (*Burhinus oedicnemus*) in an arid cultivated landscape (Los Monegros, NE Spain). *Rev. Ecol.-Terre Vie*, 51: 153-159.
- TELLERÍA, J. L. 1981. *La migración de las aves en el Estrecho de Gibraltar. Volumen II. Aves no planeadoras*. Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
- TELLERÍA, J. L. 1986. *Manual para el censo de vertebrados terrestres*. Ed. RAICES. Madrid.
- TELLERÍA, J. L., ASENSIO, B. & DÍAZ, M. 1999. *Aves Ibéricas II. Passeriformes*. J. M. Reyero Ed. Madrid.
- TELLERÍA, J. L. & SANTOS, T. 1994. Factors involved in the distribution of forest birds in the Iberian Peninsula. *Bird Study*, 41: 161-169.
- TELLERÍA, J. L., SANTOS, T., ÁLVAREZ, G. & SÁEZ-ROYUELA, C. 1988. Avifauna de los campos de cereales del interior de España. En, F. Bernis (Ed.): *Aves de los medios urbano y agrícola en las mesetas españolas*, pp. 173-319. Monografía n° 2, SEO/BirdLife. Madrid.
- TELLERÍA, J. L., SANTOS, T. & SUÁREZ, F. 1988. Bird communities of the Iberian shrubsteppes: seasonality and structure along a climatic gradient. *Holarctic Ecology*, 11: 171-177.
- TEMPLE, S. A. 1995. Priorities for shrike research and conservation. *Proceedings Western Foundation Vertebrate Zoology*, 6: 296-298.
- TENORIO, J. M. 1843. *La aviceptología o manual completo de caza y pesca*. Madrid (edición facsímil, 2000).
- TERRASSE, J. F. 2001. *Le Gypaète barbu. Description, moeurs, observation, réintroduction, mythologie*. Delachaux & Niestlé. Paris.
- TERRASSE, J. F. & TERRASSE, M. 1977. Le Balbuzard Pêcheur *Padiou baliaetus* (L) en Méditerranée occidentale. Distribution, essai de recensement, reproduction, avenir. *Nos Oiseaux*, 34: 111-127.
- TEWES, E. 1996. The European Black Vulture (*Aegyptius monachus* L.), management techniques and habitat requirements. Tesis doctoral inédita. Universidad de Viena. Viena.
- TEWES, E. & MAYOL, J. 1993. La recuperació del Voltor Negre a Mallorca. *Document Tècnic de Conservació*, 21. Conselleria d'Agricultura i Pesca, Govern Balear. Palma.
- TEWES, E., SÁNCHEZ, E. M. & SÁNCHEZ, J. J. 2002. Memoria del Programa de Conservación del Buitre Negro en Mallorca 2000-2001. Black Vulture Conservation Foundation. Informe inédito para Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears.
- THALER, E. & PECHLANER, H. 1980. Cainism in the Lammergeier or Bearded Vulture *Gypaetus barbatus aureus* at Innsbruck Alpenzoo. *Int. Zoo Yearb.*, 20: 278-280.
- THANNER, R. VON., 1909. *Falco barbarus* auf Tenerife. *Orn. Jahrb.*, 20: 148-150.
- THANNER, R. VON., 1910. Beitrage zur Ornithologie Gran Canaria. *Orn. Jahrb.*, 21(3): 81-101.
- THEVENOT, M., BEAUBRUN, P. C. & SCHOUTEN, J. 1988. Briding birds of the Khniffss-La'youne region and its recent developments. En, M.

- Dakki & W. de Ligny (Eds.): *The Khniffss Lagoon and its surrounding environment (Province of La'youne, Morocco)*, Mémoire hors série, pp. 141-160. Trav. Inst. Csci. Rabat.
- THEVENOT, M. & THOUY, P. 1974. Nidification ou hivernage d'espèces peu connues ou nouvelles pour le Maroc. *Alauda*, 42: 51-56.
- THIBAUT, J.-C., BRETAGNOLE, V. & DOMINICI, J. M. 2001. *Le Balbuzard pêcheur en Corse. Du martyre au symbole de la protection de la nature*. Éditions Alain Piazzola. Ajaccio.
- THIBAUT, J.-C. & PATRIMONIO, O. 1989. Note sur les mouvements des jeunes Balbuzards pêcheurs (*Pandion haliaetus*) nés en Corse (Méditerranée). *L'Oiseau et RFO*, 59: 171-173.
- THIBAUT, J.-C. & PATRIMONIO, O. 1990. La conservation du Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) en Corse. *Trav. Sc. Parc Naturel Rég. & Rés. Nat. Corse*, 27: 63-83.
- THIBAUT, J. C., TRIAY, R., BEAUBRUN, P., BOUKHALFA, D., DOMINICI, J. M. & TORRE, A. 1996. Osprey (*Pandion haliaetus*) in the mediterranean: characteristics of a resident population with a patchy distribution. En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas*. Monografías nº 4. SEO/BirdLife. Madrid.
- THIBAUT, J.-C., ZOTIER, R., GUYOT, I. & BRETAGNOLE, V. 1996. Recent trends in breeding marine birds of the Mediterranean region with special reference to Corsica. *Colonial Waterbirds*, 19: 31-40.
- THIOLLAY, J. M. 2001. The red kite in Europe: unprecedented decline and a call for action. *Raptor News*.
- THOMAS, A. 1989. The Chough in Brittany: numbers and distribution (23-24 pp.). En, E. Bignal & D. J. Curtis (Eds.): *Choughs and Land-use in Europe*. Scottish Chough Study Group. Argyll.
- THOMPSON, D. R. 1996. Mercury in birds and terrestrial mammals. En, W. N. Beyer, G. H. Heinz & A. W. Redmon-Norwood (Eds.): *Environmental contaminants in wildlife*, pp. 341-356. SETAC Special Publication Series, Lewis Publishers.
- THORUP, O. (en prensa). *Breeding Waders in Europe 2000*. Wader Study Group Project. International Wader Studies Series. Joint Nature Conservation Committee. Peterborough.
- TOMÁS, P., FORTEZA, V. & FRONTERA, M. 1992. Recompente de 1991 de falcó marí (*Falco eleonorae*), al Parc Nacional de Cabrera. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 6: 66-68.
- TOMIALOJC, L. 1994. Black-tailed Godwit *Limosa limosa*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 272-273. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- TOMIALOJC, L. 1994. Redstart *Phoenicurus phoenicurus*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 378-379. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- TOMIALOJC, L., PERENNOU, C. & ROSE, P. 1994. Garganey *Anas querquedula*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 124-125. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- TOMPkins, D., PARISH, D. & HUDSON, P. 2002. Parasite-mediated competition among red legged partridges and other lowland gamebirds. *Journal of Wildlife Management*, 66(2): 445-450.
- TÖRÖK, J. 1990. Resources partitioning among three woodpecker species *Dendrocopos* sp. During the breeding season. *Holarctic Ecology*, 13: 257-264.
- TORRALVO MORENO, C. (Ed.) 2002. *Anuario Ornitológico de Ciudad Real 1995-2001*. SEO-Ciudad Real. Ciudad Real.
- TORRES, J. M. 1995. El suelo como recurso natural. Procesos de degradación y su incidencia en la desertificación de la isla de Fuerteventura. Tesis Doctoral. Departamento de Edafología y Geología. Universidad de La Laguna. La Laguna.
- TORRES-ESQUIVIAS, J. A. 1982. Malvasía (*Oxyura leucocephala*). *Ardeola*, 29: 178-180.
- TORRES-ESQUIVIAS, J. A. 2002. *Las Malvasías cordobesas 25 años después*. Servicio de Publicaciones de la Exma. Diputación Provincial de Córdoba.
- TORRES-ESQUIVIAS, J. A. & ARENAS, R. 1996. Evolución poblacional de las grandes rapaces diurnas en el Parque Natural de la Sierra de Hornachuelos (Córdoba, España). En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994*, pp. 305-310. Monografía nº 4. SEO/BirdLife. Madrid.
- TORRES ESQUIVIAS, J. A., JORDANO, P. & VILLASANTE, J. 1980. Estructura y dinámica temporal de una colonia de Buitre Negro, *Aegypius monachus*, en Sierra Morena Central (Córdoba). *Bol. Est. Centr. de Ecol.*, 9(17): 67-72.
- TORRES-ESQUIVIAS, J. A. & MORENO, B. 2000a. La recuperación de la Malvasía Cabeciblanca (*Oxyura leucocephala*) en España durante el último decenio del siglo XX. *Oxyura*, 10(1): 5-52.
- TORRES-ESQUIVIAS, J. A. & MORENO, B. 2000b. Presencia de Malvasía Canela en España. *Oxyura*, 10(1): 69-78.
- TRIAY, R. 1993. Evolución y Conservación del Águila Pescadora en las Islas Baleares. *Quercus*, 90: 6-11.
- TRIAY, R. 1994. Conservació de l'Águila peixetera (*Pandion haliaetus*) a l'illa de Menorca. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 8: 15-20.
- TRIAY, R. 1995. Reproducción del Águila pescadora (*Pandion haliaetus*) en la Isla de Menorca (Mediterráneo Occidental). *Ardeola* 42(1): 21-28.
- TRIAY, R. 1999. L'Águila Peixetera (*Pandion haliaetus*) a l'illa de Menorca. Informe inédito para Institut Menorquí d'Estudis. Ciutadella de Menorca.
- TRIAY, R. 2001. Migración Juvenil del Águila Pescadora Mediterránea mediante seguimiento por satélite -datos preliminares-. *Abstracts 4th Eurasian Congress on Raptors*. Estación Biológica de Doñana-CSIC & Raptor Research Foundation. Sevilla.
- TRIGO DE YARTO, E. 1971. La avutarda en España. XVIII Triennial General Meeting of the International Council for Hunting. Informe inédito. Federación Española de Caza. Madrid.
- TRISTRAM, C. 1889. Ornithological notes on the island of Gran Canaria. *Ibis*, 6(1): 13-32.
- TROTIGNON, J. 1976. La nidification sur le Banc d'Arguin (Mauritanie) Printemps 1974. *Alauda*, 44(2): 119-133.
- TROTTER, W. D. 1970. Observations faunistiques sur L'Ile de Lanzarote (Canaries). *L'Oiseau et R. F. O.*, 40(2): 160-172.
- TROUVILLIEZ, J. & FJELDSA, J. 1997. En, W. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & A. D. Poyser. London.
- TROYA, A. & BERNUÉS, M. 1990. *Censo de acuáticas invernantes en España (Enero 1989)*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- TRUJILLO, D. 1989. Alcaraván (*Burbinus oedicephalus*). Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 36(2): 246-247.
- TRUJILLO, D. 1995a. Alcaraván *Burbinus oedicephalus*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 42(2): 221.
- TRUJILLO, D. 1995b. Halcón de Berbería *Falco pelegrinoides*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 42(2): 219.
- TRUJILLO, D. 1996a. Halcón Peregrino *Falco peregrinus pelegrinoides*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 42(2): 247.
- TRUJILLO, D. 1996b. Petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*). Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 43(2): 239-240.
- TRUJILLO, D. 1999. Halcón Tagarote *Falco pelegrinoides*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 46(1): 155.
- TRUJILLO, D. 2001. Corredor Sahariano *Cursorius cursor*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 48(1): 142.
- TRUJILLO, D. & BARONE, R. 1998. Nidification de l'Épervier d'Europe *Accipiter nisus* dans des cultures d'avocats (îles Canaries). *Alauda* 66(1): 69.
- TRUJILLO, D., BARONE, R., PALACIOS, C. J. & FERNÁNDEZ DEL CASTILLO, M. 1998. Pardela Chica *Puffinus assimilis*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 45(2): 241.
- TRUJILLO, D. & RAMOS, J. J. 1996. Petrel de Bulwer (*Bulweria bulwerii*). Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 43(2).
- TRUJILLO, D., RAMOS, J. J. & SIVERIO, M. 1998a. *Contribución al conocimiento de la nidificación y distribución de la Pardela Chica Puffinus assimilis en la isla de Tenerife*. XIV Jornadas Ornitológicas Españolas, octubre 1998. SEO/BirdLife. Puerto de la Cruz. Tenerife.
- TRUJILLO, D., RAMOS, J. J., SIVERIO, M. & BARONE, R. 1996. Petrel de Bulwer, *Bulweria bulwerii*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 43: 239-240.
- TRUJILLO, O. 1993. Situación de la Avifauna de Gran Canaria: problemática conservacionista. *Bol. Mus. Mun. Funchal*, Sup. N° 2: 297-315.
- TUCKER, G. 1997. Priorities for bird conservation in Europe: the importance of the farmed landscape. En, D. J. Pain & M. W. Pienkowski (Eds.): *Farming and birds in Europe: the Common Agricultural Policy and its implications for bird conservation*, pp. 79-116. Academic Press. San Diego & Londres.
- TUCKER, G. M. & EVANS, M. I. 1997. *Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment*. BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 6. Cambridge.
- TUCKER, G. M. & HEATH, M. F. 1994. *Birds in Europe. Their conservation status*. BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 3. Cambridge.

- TYLER, G. 1994a. Bittern *Botaurus stellaris*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 88-89. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- TYLER, G. 1994b. Management of Reedbeds for Bitterns and opportunities for Reedbed creation. *RSPB Conservation Review*, 8: 57-62.
- TYLER, G., SMITH, K. W. & BURGESS, D. J. 1998. Reedbed management and breeding bitterns *Botaurus stellaris* in the UK. *Biological Conservation*, 86: 257-266.
- UICN 2001. *Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN: Versión 3.1*. Comisión de Supervivencia de Especies de la UICN. UICN. Gland y Cambridge.
- UNEP 2001. Partow, H. The Mesopotamian marshlands: demise of an ecosystem. Division of Early warning and assessment, United National Environment Programme. Nairobi, Kenya.
- URDIALES, C. 1992. El Avetoro (*Botaurus stellaris*) en España. Base documental para su gestión. Informe inédito para ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- URDIALES, C. 1994. Andalusian Hemipode *Turnix sylvatica*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*, pp 224-225. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- URIOS, V. 1997. *Avifauna del Parque Natural del Marjal de Pego-Oliva. Humedales Mediterráneos I*. SEHUMED. Valencia.
- URIOS, V. 2001. *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Generalitat Valenciana. Valencia.
- URIOS, V., ESCOBAR, J. V., PARDO, R. & GÓMEZ, J. A. 1991. *Atlas de las aves nidificantes de la Comunidad Valenciana*. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Generalitat Valenciana. Valencia.
- URSÚA, E., SERRANO, D. & TELLA, J. L. 2002. El cernícalo primilla necesita un plan de recuperación en Navarra. *Quercus*, 194: 48.
- URTUSÁUSTEGUI, J. A. DE. 1983. *Diario de viaje a la isla de El Hierro en 1779*. Centro de Estudios Africanos. Colectivo de Estudios Africanos. La Laguna.
- USURAGA, J. 2001. La migration de la Tourterelle des bois par le détroit de Gibraltar. *Faune sauvage*, 253: 24.
- VÄISÄNEN, R. A., LAMMI, E. & KOSKIMIES, P. 1998. *Muuttuva Pesimälinnusto. [Distribution, numbers and population changes of Finnish breeding birds]*. En finlandés. Otava. Helsinki.
- VALERA, F. 2000. Alcaudón Chico. *Biológica*, 43: 58-60.
- VALIDO, A. & DELGADO, J. D. 1997. Estudio sobre la comunidad de aves del pinar en el Parque Natural de Pílancones (Gran Canaria). EPYPSA. Informe inédito para Viceconsejería de Medio Ambiente, Gobierno de Canarias.
- VALIDO, A., TELLERÍA, J. L. & CARRASCAL, L. M. 1994. Between and within habitat distribution of the Canary Common Chaffinch (*Fringilla coelebs ombriosa*): a test of the food abundance hypothesis. *Ardeola*, 41(1): 29-35.
- VALLE, R. & SCARTON, F. 1998. Status and distribution of Oystercatchers *Haematopus ostralegus* breeding along Mediterranean coasts. *Wader Study Group Bulletin*, 86: 26-30.
- VALVERDE, J. A. 1953. Le Corbeau freux nicheur en Espagne. *Nos Oiseaux*, 22: 78-82.
- VALVERDE, J. A. 1957. *Aves del Sáhara Español (Estudio ecológico del desierto)*. Instituto de Estudios Africanos. Madrid.
- VALVERDE, J. A. 1960a. Vertebrados de las Marismas del Guadalquivir: introducción a su estudio ecológico. *Archivos del Instituto de Acimatación de Almería*, 9: 1-168.
- VALVERDE, J. A. 1960b. La population d'Aigles Imperiaux (*Aquila heliaca adalberti*) des marismas du Guadalquivir; son evolution depuis un siècle. *Alanda*, 28: 20-26.
- VALVERDE, J. A. 1964. Datos sobre Cerceta Pardilla en las Marismas. *Ardeola*, 9: 121-132.
- VALVERDE, J. A. 1966. Sobre Buitres Negros en Andalucía. *Ardeola*, 12: 101-118.
- VALVERDE, J. A. 1967. *Estructura de una comunidad mediterránea de vertebrados terrestres*. Monografías de la Estación Biológica de Doñana, 1. CSIC. Madrid.
- VAN DEN BERGH, L. 1999. Tundra Bean Goose. En, J. Madsen, G. Cracknell & T. Frox. (Eds.): *Geese Populations of the Western Palearctic*. National Environmental Research Institute. Denmark.
- VAN DEN BOSSCHE, W. 2001. Black Stork migrating and wintering in Northern Israel. *III International Black Stork Conference, March 2001*. Fourneau Saint-Michel.
- VAN DER VLOET, H. 1964. La Chouette de Tengmalm nicheuse dans les Pyrénées Orientales. *L'Oiseau et RFO*, 34: 69.
- VAN WETTEN, J. C. J. 1986. *The status and distribution of the spoonbill: a review of its past and present status, migration routes and wintering areas*. Instituut voor Taxonomische Zoologie. Amsterdam.
- VANSTEENWEGEN, C. 1998. *Histoire des oiseaux de France, Suisse et Belgique*. Delachaux et Niestlé. Lausanne.
- VARIOS AUTORES. 1999. Tarro Blanco *Tadorna tadorna*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 46(2): 307.
- VAURIE, C. 1959. *The Birds of the Palearctic Fauna. A Systematic Reference. Order Paseriformes*. H. F. & Witherby Ltd. Londres.
- VAYREDA, E. 1883. *Fauna ornitológica de la provincia de Gerona*. Gerona.
- VÁZQUEZ, X. 1995. Introducción a la situación del aguilucho cenizo (*Circus pygargus*) en la provincia de Lugo.
- VÁZQUEZ, X. 1999. Sobre a situación do peto negro (*Dryocopus martius*) e peto mediano (*Dendrocygus medius*) en Galicia. *Chioglossa*, 1: 59-60.
- VELANDO, A. 1998. Plan de Manejo del Cormorán Moñudo (*Phalacrocorax aristotelis*) en las islas Cíes. Universidad de Vigo. Informe inédito para Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia.
- VELANDO, A., DOCAMPO, F. & ÁLVAREZ, D. 1999. Status of European shag population on the Atlantic coast of Iberian Peninsula. *Atlantic Seabird*, 1: 105-114.
- VELANDO, A. & FREIRE, J. 1999a. Coloniabilidad y conservación de aves marinas: El caso del cormorán moñudo. *Etología*, 7: 55-62.
- VELANDO, A. & FREIRE, J. 1999b. Intercolony and seasonal differences in the breeding diet of European shags on the Galician coast (NW Spain). *Marine Ecology Progress Series*, 188: 225-236.
- VELANDO, A. & FREIRE, J. 2001. How general is the central-periphery distribution among seabirds? Nest spatial pattern in the European Shag. *Condor*, 103: 544-554.
- VELANDO, A. & FREIRE, J. 2002. Population modelling of European shags (*Phalacrocorax aristotelis*) at their southern limit: conservation implications. *Biological Conservation*, 107: 59-69.
- VELANDO, A. & FREIRE, J. (en prensa). Nest-site characteristics, occupation and breeding success in the European shag: implications for habitat selection in a colonial bird.
- VELANDO, A., ORTEGA-RUANO, J. E. & FREIRE, J. 1999b. Chick mortality in European shag *Stictocorax aristotelis* related to food limitations during adverse weather events. *Ardea*, 87: 51-59.
- VELASCO, J. & VELASCO, T. 1995. Escribano Palustre. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 42: 211-231.
- VELASCO, T. 1995a. Escribano Palustre. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 42: 211-231.
- VELASCO, T. 1995b. Aguja Colinegra *Limosa limosa*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 42: 222.
- VELASCO, T. 1995c. Censo de las aves acuáticas nidificantes en las zonas húmedas de Toledo. Informe inédito para la Delegación Provincial de la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha.
- VELASCO, T. 1999. La mancha húmeda en 1997 situación de su avifauna acuática. En, C. Otero (Ed.): *Patrimonio natural y propiedad rural en España*. Exlibris Ediciones, S. L. Madrid.
- VELASCO, T. 2000. *Gravera "El Puente", el compromiso medioambiental. Creación de hábitats para la avifauna. Restauración del medio natural*. Ed. Carlos Sánchez y Gravera El Puente, S.L. Valladolid.
- VELASCO, T. 2002. Aves acuáticas nidificantes en los humedales de la provincia de Ciudad Real. Año 1998. *Anuario Ornitológico de Ciudad Real 1995-2001*: 35-50.
- VELASCO, T. & ALBERTO, L. J. 1993. Number, main localities, and distribution maps, of waders wintering in Spain. *Wader Study Group Bull.*, 70: 33-41.
- VELASCO, T. & BLANCO, G. 1998. Las aves acuáticas nidificantes en los ríos de la Comunidad de Madrid. *Anuario Ornitológico de Madrid 1997*: 96-101.
- VELASCO, T., SÁNCHEZ, I. A. & GRUPO ARDEIDAS. 1992. Limícolas de los humedales interiores peninsulares. *Quercus*, 75: 28-33.
- VELASCO, T., SANZ-ZUASTI, J. & SOTO-LARGO, E. 1998. Censo de aves acuáticas nidificantes en zonas húmedas de Navarra. Año 1996. *Anuario Ornitológico de Navarra 1997*: 4: 67-71.
- VERBOVEN, N., ENS, B. J. & DECHESNE, S. 2001. Effect of investigator disturbance on nest attendance and egg predation in Eurasian oystercatchers. *Auk*, 118: 503-508.
- VERHEYDEN, C. 1999. Caille des blés *Coturnix coturnix*. En, G. Rocamora, & D. Yeatman-Berthelot. (Eds.): *Oiseaux menacés et à surveiller en France*.

- Listes rouges et recherche de priorités. Populations. Tendances. Menaces.* Conservation, pp: 344-345. Société d'Études Ornithologiques de France / Ligue pour la Protection des Oiseaux. Paris.
- VIADA, C. (Ed.) 1998. *Áreas Importantes para las Aves en España*. 2ª edición revisada y ampliada. Monografía n° 5. SEO/BirdLife. Madrid.
- VIADA, C. & NAVESO, M. A. 1996. Conservación de las aves esteparias en España. En, J. Fernández Gutiérrez & J. Sanz-Zuasti (Eds.): *Conservación de las aves esteparias y su hábitat*, pp. 51-58. Junta de Castilla y León. Valladolid.
- VIADA, C. & TRIAY, R. 1991. *Pla de Conservació dels Rapinyaires de les Illes Balears*. Documents Tècnics de Conservació. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Govern Balear. Sefobasa. Palma de Mallorca.
- VIADA, C. & TRIAY, R. 1999. El milano real en Baleares. En, J. Viñuela, R. Martí & A. Ruiz (Eds.): *El milano real en España*. Monografías, n° 6. SEO/Birdlife, Madrid.
- VICENS, P. 1992. *Netta rufina* Registres ornitològic. *Anuari Ornitològic de les Balears 1991*, 6: 75. VICENS, P. 1997. Situación de la queca *Botaurus stellaris* a s'Albufera de Mallorca. En *Anuari Ornitològic de les Balears*, 12: 95-104.
- VICENS, P. 2001. Determinación de la población reproductora de Queca *Botaurus stellaris* al Parc Natural de s'Albufera de Mallorca. Cens per detecció de cants. Informe inédito para Parc Natural de s'Albufera de Mallorca. Conselleria de Medi Ambient, Govern de les Illes Balears.
- VICENTE, A. M. 1991. Algunos aspectos sinecológicos de los sistemas avifauna-vegetación. Caso de un gradiente estructural simplificado. *Orsis*, 6: 167-190.
- VIDAL, C. 2000. *Anas crecca*. *VI Anuario das Aves de Galicia 1998*: 23.
- VIDAL, C. & SALVADORES, R. (Coords.) 2000. *VI Anuario das Aves de Galicia 1998*. Grupo Erva e Sociedade Galega de Ornitoloxía, Vigo.
- VIDAL, I. 1854. *Catálogo de las Aves de la Albufera de Valencia*. Memorias de la Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales de Madrid. Tomo I.
- VEILLARD, J. 1970. La distribution du Casarca Roux *Tadorna ferruginea* (Pallas). *Alauda*, 38: 87-125.
- VIGIL, A. 1997. *La protección del ostrero* (Haematopus ostralegus) en Asturias. Comunicación I Jornadas Ornitológicas Cantábricas. Avilés.
- VILLAFUERTE, R., CALVETE, C., CORTAZAR, C. & MORENO, S. 1994. Firts epizooty of rabbit haemorrhagic disease on free living populations at Doñana National Park (SW Spain). *Journal of Wildlife Disease*, 30: 2
- VILLAFUERTE, R., VIÑUELA, J. & BLANCO, J. C. 1998. Extensive predation persecution caused by population crash in a game species: the case of red kites and rabbits in Spain. *Biological Conservation*, 84, 181-188.
- VILLAGE, A. 1990. *The Kestrel*. T & A D Poyser. Londres.
- VILLARÁN ADÁNEZ, A. 1999. Migración e invernada del Escribano Palustre (*Emberiza schoeniclus*) en España. *Ardeola*, 46: 71-80.
- VILLARES GIL, J. L. 1998. La perdiz roja en peligro de desaparecer. En, Junta de Extremadura (Ed.): *Conservación de la naturaleza y los espacios protegidos de Extremadura*. Jornadas "Los Espacios protegidos, espacios a proteger". Junta de Extremadura.
- VILLARINO, A. 1971. Observación estival de *Gallinago gallinago* en Orense. *Ardeola*, 15: 139.
- VILLARINO, A. 1972. Otra observación estival de *Gallinago gallinago* en Galicia. *Ardeola*, 16: 260.
- VILLARINO, A., GONZÁLEZ, S. & BÁRCENA, F. 2002. *Vertebrados da Limia, dende a lagoa de Antela ós nosos días*. I. *Aves: Gaviformes a Piciformes*. Límia Produccións. Ourense.
- VINICOMBE, K. E. & HARROP, H. J. 1999. Ruddy Shelducks in Britain and Ireland, 1986-94. *British Birds*, 92: 225-255.
- VIÑUELA, J. 1991. Ecología reproductiva del Milano Negro en el Parque Nacional de Doñana. Tesis Doctoral. Universidad Complutense de Madrid.
- VIÑUELA, J. 1996. Situación del Milano Real (*Milvus milvus*) en el Mediterráneo. En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds): *Biología y Conservación de las Rapaces Mediterráneas, 1994*, pp. 91-100. Monografía n° 4, SEO/BirdLife. Madrid.
- VIÑUELA, J. 1997. Milano Negro *Milvus migrans*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 92-93. Lynx Edicions. Barcelona.
- VIÑUELA, J. 1999. Censo y distribución de la población reproductora. En, J. Viñuela, R. Martí, & A. Ruiz: *El milano real en España*. Monografía n° 6. SEO/Birdlife, Madrid.
- VIÑUELA, J. & CONTRERAS, A. 2001. Status of the Red Kite (*Milvus milvus*) in Spain. *Abstracts 4th Eurasian Congress on Raptors*, pp. 194. Estación Biológica de Doñana-CSIC & Raptor Research Foundation. Sevilla.
- VIÑUELA, J., MARTÍ, R. & RUIZ, A. (Eds.). 1999. *El milano real en España*. Monografía n° 6. SEO/Birdlife, Madrid.
- VIÑUELA, J. & ORTEGA, A. 1999. Censo y distribución de la población invernante. En, J. Viñuela, R. Martí, & A. Ruiz: *El milano real en España*. Monografía n° 6. SEO/Birdlife, Madrid.
- VIÑUELA, J. & SUNYER, C. 1994. Black Kite *Milvus migrans*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: Their conservation status*. BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge, U. K.
- VIÑUELA, J. & SUNYER, C. 1999. Conservación. En, J. Viñuela, R. Martí & A. Ruiz (Eds.): *El Milano Real en España*, pp. 173-186. Monografía n° 6. SEO/BirdLife. Madrid.
- VIÑUELA, J. & VEIGA, J. P. 1992. Importance of rabbits in the diet and reproductive success of Black kites in southwestern Spain. *Ornis Scandinavica*, 23: 132-138.
- VIÑUELA, J. & VILLAFUERTE, R. (en prensa). Predators and rabbits in Spain: a key conflict for conservation of European raptors. In, *Raptors in a changing environment*, pp. 00-00. The Stationary Office, UK.
- VIOLANI, C. G. & MASSA, B. 1993. Extinction of the Andalusian Hemipode *Turnix s. sylvatica* (Desf.) in the Mediterranean region. *Bull. Brit. Orn. Club*, 113(4): 225-229.
- VIRKKALA, R., ALANKO, T., LAINE, T. & TAINEN, J. 1993. Population contraction of the white-backed woodpecker (*Dendrocopos leucotos*) in Finland as a consequence of habitat alteration. *Biological Conservation*, 66: 47-53.
- VISBECK, M. H., HURRELL, J. W., POVANI, L. & CULLEN, H. M. 2001. The North Atlantic Oscillation: Past, present and future. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 98: 12876-12877.
- VOISIN, C. 1991. *The Herons of Europe*. T & AD Poyser. Londres.
- VOLSØE, H. 1951. The Breeding Birds of the Canary Islands. I. Introduction and Synopsis of the Species. *Vidensk. Meddr. dansk. naturb. Foren.*, 113: 1-153.
- VOOUS, K. H. 1977. *List of Recent Holarctic Bird Species* (revised edn.). British Ornithologists' Union. Londres.
- VV.AA. 1989. *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana. 1988*. Estación Ornitológica de l'Albufera. SEO/BirdLife.
- WALLACE, D. L. M. & SAGE, L. 1969. Las aves de la Costa Brava (Cataluña). Conclusión. *Ardeola*, 14: 143-157.
- WALMSLEY, J. G. 1987. Le Tadorne de Belon (*Tadorna tadorna*) en Méditerranée occidentale. *Oiseau RFO*, 57: 102-112.
- WANLESS, S. 1997. *Phalacrocorax aristotelis* Shag. In, E. J. M. Hagemeyer & M. J. Blair (Eds.): *The EBBC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*, pp. 36-37. T & AD Poyser. Londres.
- WANLESS, S., BURGER, A. E., & HARRIS, M. P. 1991. Diving depths of shags *Phalacrocorax aristotelis* breeding on Isle of May. *Ibis*, 133: 37-42.
- WANLESS, S., CORFIELD, T., HARRIS, M. P., BUCKLAND, S. T., & MORRIS, J. A. 1993. Diving behaviour of the shag *Phalacrocorax aristotelis* in relation to water depth and prey size. *Journal of Zoology*, 231: 11-25.
- WARHAM, J. 1990. *The Petrels. Their ecology and breeding systems*. Academic Press. London.
- WARHAM, J. 1996. *The behaviour, population biology and physiology of the Petrels*. Academic Press. London.
- WATSON, J. 1997. *The Golden Eagle*. T & A D Poyser. London.
- WEBB, P. B. & BERTHELOT, S. 1842. *Histoire Naturelle des Illes Canaries. Tome II*. Bèthune Ed. París.
- WEBB, P. B., BERTHELOT, S. & MOQUIN-TANDON. 1842. *Ornithologie Canarienne*. En, P. B. Webb & S. Berthelot: *Histoire Naturelle des Illes Canaries*, pp. 1-48. Tome II. Bèthune Ed. París.
- WEBER, P. 1994. Glossy Ibis *Plegadis falcinellus*. In, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 102-103. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- WEGGE, P., GJERDE, I., KASTDALEN, L., ROLSTAD, J. & STORAAS, T. 1990. Does forest fragmentation increase the mortality rate of capercaillie. *Trans. XIX. IUGB Congr. Trondheim, Noruega*: 448-453.
- WEGGE, P. & GRASAAS, T. 1977. A population study of capercaillie in South Norway. *Viltrapport*, 5: 22-29.
- WEICKERT, P. 1960. Nidificación de gaviota Pícofina en Doñana (Huelva). *Ardeola*, 6: 383.
- WEICKERT, P. & CANO, A. 1962. Nota sobre nidificación de *Gelochelidon nilotica* y *Larus genei*. *Ardeola*, 8: 275-276.
- WEIR, D. & WEIR, P. 1965. Birds on Lanzarote, Canary Islands, March 1964. *Ibis*, 107(1): 100-101.
- WETLANDS INTERNATIONAL 1999. *Report on the conservation status of migratory birds in the Agreement Area*. Report to first Meeting of the Parties

- to the African-Eurasian Waterbird Agreement (AEWA). Ciudad del Cabo.
- WHITE, R. W. & REID, J. B. 1998. Seabird dispersion patterns in the Channel. *Le Cormoran*, 10: 116-120.
- WHITFIELD, D. P., DUNCAN, K., PULAN, D. & SMITH, R. D. 1996. Recoveries of Scottish-ringed Dotterels *Charadrius morinellus* in the non-breeding season: evidence for seasonal shifts in wintering distribution. *Ringing & Migration*, 17(2): 105-110.
- WIJK, J. & JAUME, J. 1996. Atlas de aves nidificantes de la isla de Formentera (Balears) 1995. *Anuari Ornitològic de les Balears*, 10: 37-40.
- WILSON J. 1998. A helping hand for Leighton Moss Bearded Tits. *BTO News*, 216-217: 35.
- WINK, M. 1975. Eifund der Bulwersturmschwalbe (*Bulweria bulwerii*) auf Tenerifa. *J. Orn.*, 116(4): 489-490.
- WINK, M., & SEIBOLD, I. 1996. Molecular phylogeny of mediterranean raptors (families Accipitridae and Falconidae). En, J. Muntaner & J. Mayol (Eds.): *Biology and conservation of mediterranean raptors, 1994*, pp. 335-344. Monografía n°4. SEO/BirdLife. Madrid.
- WINKELMAN, J. E. 1994. Redshank *Tringa Totanus*. En, G. M. Tucker & M. F. Heath: *Birds in Europe: their conservation status*, pp. 280-281. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no. 3). Cambridge. Reino Unido.
- WINKLER, H., CHRISTIE, A. D. & NURNEY, D. 1995. *Woodpeckers. A guide to the Woodpeckers, Picnlets and Wrynecks of the World*. Pica Press. Mountfield.
- WITHERBY, H. F. 1928. On the birds of Central Spain with some notes on those of South-East Spain. *Ibis*, (1928): 385-436.
- WITT, H. H., DE JUANA, E., VARELA, J. M. & MARTÍ, R. 1983. Der Fischadler *Pandion haliaetus* auf den Chafarinas Inseln (Nordost-Marokko)-Angaben zur Brut und Ernährung. *Vogelwelt*, 105(5): 168-175.
- WOLFF, A. 2001. Changements agricoles et conservation de la grande avifaune de plaine: étude des relations espèce-habitats à différentes échelles chez l'Outarde canepetière. Tesis doctoral. Université Montpellier II Sciences et Techniques du Languedoc. Montpellier.
- WOUTERSEN, K. & PLATTEEUW, M. 1998. *Atlas de las Aves de Huesca. Observación de aves en el Alto Aragón*. Kees Woutersen Publicaciones. Huesca.
- WWF GRECIA. 2000. Dada project report. Informe inédito.
- WWGBP. 1993. International Meeting on Montagu's Harrier I. *Newsletter of the World Working Group on Birds of Prey & Owls*, 18: 11-14.
- WWGBP. 1994. International Meeting on Montagu's Harrier II. *Newsletter of the World Working Group on Birds of Prey & Owls*, 19-20: 12-16.
- XIROUCHAKIS, S., SAKOULIS, A. & ANDREOU, G. 2001. The decline of the Bearded Vulture (*Cypaetus barbatus*) in Greece. *Ardeola*, 48: 183-190.
- XUNTA DE GALICIA. 1989. Censo de aves acuáticas nidificantes. Informe inédito.
- XUNTA DE GALICIA. 1991. Censo de aves acuáticas nidificantes. Informe inédito.
- XUNTA DE GALICIA. 1993. *Plan de Ordenación dos Recursos Pesqueiros e Marisqueiros de Galicia*. Consellería de Pesca, Marisqueo e Acuicultura. Santiago de Compostela.
- XUNTA DE GALICIA. 1998. Censo de aves acuáticas nidificantes. Informe inédito.
- YANES, M. 1995. *La depredación de nidos de Alaúdidos: una aproximación desde la biología de la conservación y la ecología evolutiva*. Universidad Complutense de Madrid. Madrid.
- YANES, M. & MANRIQUE, J. 1997. Terrera Marismeña *Calandrella rufescens*. En, F. J. Purroy (Coord.): *Atlas de las Aves de España (1975-1995)*, pp. 312-313. Lynx Ediciones. Barcelona.
- YANES, M. & SUÁREZ, F. 1995. Nest predation patterns in ground-nesting passerines on the Iberian Peninsula. *Ecography*, 18: 423-428.
- YANES, M. & SUÁREZ, F. 1996. Incidental nest predation and lark conservation in an Iberian semiarid shrubsteppe. *Conservation Biology*, 10: 861-867.
- YE XIAO TI. 1991. Distribution and Status of the Cinereous Vulture *Aegypius monachus* in China. *Birds of Prey Bull.*, 4: 51-56.
- YÉSOU, P. (en prensa). Recent changes in the summer distribution of Balearic Shearwaters off western France. *Scientia Marina*, 00: 000-000.
- YÉSOU, P. & SOUTH, M. 1995. Nouvelle nidification du Tadorne Casarca *Tadorna ferruginea* en Tunisie. *Alauda*, 63: 190.
- YOSEF, R. 1993. Influence of observation posts on territory size of Northern Shrikes. *Wilson Bull.*, 105: 180-183.
- YOSEF, R. 1994. The effects of fencelines on the reproductive success of Loggerhead Shrikes. *Conservation Biology*, 8: 281-285.
- YOSEF, R. & GRUBB, T. C., JR. 1995. Ptilochronology: a potential biomarker for assessing territory quality and habitat suitability in shrikes. *Proceedings Western Foundation Vertebrate Zoology*, 6: 276-279.
- YUSTE, M. 1995. Seguimiento y estudio del Avetoro (*Botaurus stellaris*), la Cerceta Pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) y la Canastera (*Glareola pratincola*) en el Marjal del Moro durante el período reproductor de 1995. Informe inédito. Consellería de Medi Ambient de la Generalitat Valenciana.
- YUSTE, M. 1999. Lista sistemática comentada de las aves registradas en el Marjal del Moro, Sagunt, Valencia. Informe inédito.
- YUSTE, M. 2000a. Cerceta Común *Anas crecca*. *Anuario ornitológico de la Comunidad Valenciana 1995-1997*
- YUSTE, M. 2000b. El Porrón Pardo (*Aythya nyroca*) en el Marjal del Moro, Valencia (España). *Threatened Waterfowl Specialist Group News*, 12: 63-65.
- YUSTE, M. 2000c. La Cerceta Pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) en el Marjal del Moro: estatus actual. *Threatened Waterfowl Specialist Group News*, 12: 66-69.
- YUSTE, M. 2001. Aguilucho Cenizo *Circus pygargus*. Consellería de Medio Ambiente. Generalitat Valenciana.
- YUSTE, M. [en línea]. *La Focha Cornuda cría en 2001 en el Refugio de Fauna del Marjal del Moro (Valencia)* <http://www.terra.es/personal3/birder.html>.
- ZAPATA, J. A., BENÍTEZ, J. R., DE LA RIVA, M. & DONÁZAR, J. A. 2000. Modelo demográfico del Alimoche en Andalucía: aplicación a conservación. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía. Sevilla.
- ZENONI, V. 1999. Migration et chasses du Pigeon colombine. En, *Oiseaux migrants chassés en mauvais état de conservation et "points chauds" européens*, pp. 45-51. Organbidexka Col Libre. Bayonne.
- ZENONI, V. 2001. *Pigeon colombine Columba oenas: Biologie, migration et évolution des populations*. Thèse vétérinaire. Université de Nantes. Nantes.
- ZILLETI, B., PURROY, F. & ROBLES, J. L. 1997. La población de Avutarda en la provincia de León. En, *Jornadas Internacionales sobre zonas esteparias*. Castuera, Badajoz. Grus-SEO/BirdLife.
- ZÖCKLER, CHRISTOPH, & LYSENKO, I. 2000. Biodiversity and Climate Change "Waterbirds on the Edge: Executive summary" World Conservation Monitoring Centre. Study supported by WWF.
- ZUBEROGOITIA, I. 1996. Contribución al atlas de aves nidificantes. Paseriformes nidificantes escasos. *Munibe*, 46: 111-117.
- ZUBEROGOITIA, I. 1997. Zarcero Pálido *Hippolais pallida*. Noticiario ornitológico. *Ardeola* 44(2): 259.
- ZUBEROGOITIA, I. & CAMPOS, L. F. 1999. Hibridación de lechuzas, *Tyto alba alba* y *T. a. guttata*, en el norte de la Península Ibérica. *Est. Mus. Cienc. Nat. de Alava*, 14: 187-192.
- ZUBEROGOITIA, I. & ICARUS, E. M. 1997. Agachadiza Común *Gallinago gallinago*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 44(2): 253.
- ZUBEROGOITIA, I. & TORRES, J. J. 1998. *Aves acuáticas de Bizkaia*. BBK. Bilbao.
- ZUBEROGOITIA, I. & ZUBEROGOITIA, J. 1999. Arao Común, *Uria aalge*. Noticiario Ornitológico. *Ardeola*, 46(1): 149-162.
- ZUÑIGA, J. M. 1989. An integral study of the chough in Andalusia (S. Spain) from 1978 to 1985. En, E. Bignal & D. J. Curtis. (Eds.): *Choughs and Land use in Europe*. Scottish Chough Study Group, Argyll.

Anexo I

Lista de taxones evaluados, categorías y criterios

Leyenda: Salvo indicación contraria, la evaluación de cada taxón corresponde a la población reproductora de nuestro país. *: indica que la población evaluada es la invernante en España; **: indica que la población evaluada es sólo migratoria; (=) indica que se ha adoptado la evaluación europea (Bird-Life International, 2004); ? : indica que existe cierta duda si realmente cumple o no los criterios indicados. Uno o dos apóstrofes junto a la categoría de UICN indica la corrección del riesgo de extinción (véase texto), en estos casos, la corrección se ha realizado modificando uno o dos niveles la categoría que figura entre corchetes. EX: Extinto (nivel global); ER:

Extinto a nivel regional; CR: En Peligro Crítico; EN: En Peligro; VU: Vulnerable; NT: Casi Amenazado; DD: Datos Insuficientes; LC: Preocupación Menor (sólo se han incluido los que se han evaluado con los criterios de la UICN, no así un elevado número de taxones que no han sido evaluados por no cumplir a priori los criterios preliminares para la selección de taxones candidatos (véase Metodología para más detalles); LC°: representa taxones que aún no habiendo calificado para ninguna de las categorías de amenaza, casi-amenaza o Datos Insuficientes, es recomendable hacer un seguimiento más estrecho para conocer con mayor precisión la evolución de sus poblaciones.

9 taxones Extinguidos (EX y RE)

<i>Haliaeetus albicilla</i>	RE
<i>Falco biarmicus</i>	RE
<i>Bonasa bonasia</i>	RE
<i>Tetrao tetrix</i>	RE
<i>Alectoris graeca saxatilis</i>	RE
<i>Anthropoides virgo</i>	RE
<i>Grus grus</i>	RE
<i>Haematopus meadewaldoi</i>	EX
<i>Saxicola dacotiae murielae</i>	EX

15 taxones En Peligro Crítico (CR)

<i>Puffinus mauretanicus</i>	CR	CR A3ace+4ace; B2ab(ii,iii,iv,v); E
<i>Botaurus stellaris</i>	CR	CR C2a(i)b; D
<i>Anser fabalis rossicus*</i>	CR	CR A2ac; B2ab(ii,iv,v); C2a(i); D
<i>Tadorna ferruginea</i>	CR	CR D(Canarias); CR B1abc(i,ii,iii,iv); C2a(i,ii)b (Península)*
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	CR	CR C2a(ii)b
<i>Aythya nyroca</i>	CR	CR B2ab(iii,v); C2a(i,ii); D
<i>Neophron percnopterus majorensis</i>	CR	CR C2a(ii); cD
<i>Pandion haliaetus</i>	CR	CR D
<i>Turnix sylvatica</i>	CR	CR D
<i>Fulica cristata</i>	CR	CR C2a(ii)+2b
<i>Numenius tenuirostris** (=)</i>	CR	CR C2a(ii); D1
<i>Uria aalge</i>	CR	CR A2acd; B1ab(i,ii,iv,v)+2ab(i,ii,iv,v); C2a; D
<i>Calandrella rufescens rufescens</i>	CR	CR A4abc; B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v); C1+2a(i,ii); D
<i>Lanius minor</i>	CR	CR C2a(i); D
<i>Fringilla teydea polatzeki</i>	CR	CR B1ab(ii,v); C2a(ii)

39 taxones En Peligro (EN)

<i>Bulweria bulwerii</i>	EN	EN B2ab(ii,iii,iv)
<i>Calonectris diomedea diomedea</i>	EN	EN A3cde
<i>Puffinus puffinus</i>	EN	EN B2ab(ii,iii); C2a(ii)
<i>Puffinus assimilis baroli</i>	EN	EN B2ab(i,ii,iii); C2a(ii)
<i>Oceanodroma castro</i>	EN	EN B2ab(ii,iii); C2a(ii)
<i>Phalacrocorax aristotelis aristotelis</i>	EN	EN A4ae; B2ab(iii,v)c(iv)
<i>Oxyura leucocephala</i>	EN	EN A3ce
<i>Milvus milvus</i>	EN	EN A2ab+4ab
<i>Gypaetus barbatus</i>	EN	EN D
<i>Neophron percnopterus</i>	EN	EN A4ac
<i>Aquila adalberti</i>	EN	EN C1+2a(i)
<i>Hieraaetus fasciatus</i>	EN	EN C1
<i>Falco pelegrinoides</i>	EN	EN D
<i>Tetrao urogallus cantabricus</i>	EN	EN cA2ac; B1ab(i,ii,iii,iv,v); C2a(i)
<i>Tetrao urogallus aquitanicus</i>	EN	EN C2a(ii)
<i>Chlamydotis undulata fuertaventurae</i>	EN	EN B1ab (i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v); C2a(i)
<i>Burhinus oedicnemus distinctus</i>	EN	EN B1ab(i,ii,iii,iv)+2ab(i,ii,iii,iv); C2a(i)
<i>Burhinus oedicnemus insularum</i>	EN	EN B1ab(ii,iii)
<i>Cursorius cursor</i>	EN	EN B1ab(i,ii,iii,v)+2ab(i,ii,iii,v)
<i>Charadrius morinellus</i>	EN'	EN [CR B1bc(iv); C2a(i,ii)+b; D; cCR C1]
<i>Gallinago gallinago</i>	EN	EN D
<i>Numenius arquata</i>	EN'	EN [CR B1ac(ii,iii,iv)+2ac(ii,iii,iv); D]
<i>Chlidonias niger</i>	EN	EN D
<i>Columba junoniae</i>	EN	EN B1ab(iii)+2ab(iii)
<i>Tyto alba gracilirostris</i>	EN	EN B1ab(iii,iv)
<i>Chersophilus duponti</i>	EN	EN B2ab(ii,iii)
<i>Calandrella rufescens polatzeki</i>	EN	EN B1ab(i,ii,iii,iv,v)
<i>Cercotrichas galactotes</i>	EN	EN A2c
<i>Saxicola dacotiae dacotiae</i>	EN	EN B1ab(ii,iii,iv,v); C2a(ii)
<i>Parus caeruleus degener</i>	EN	EN B1ab(i,ii,iii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv,v)
<i>Parus caeruleus palmensis</i>	EN	EN B1ab(i,ii,iii,v)+2ab(i,ii,iii,iv)
<i>Parus caeruleus ombriosus</i>	EN	EN B1ab(i,ii,iii,v)+2ab(i,ii,iii,iv)
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax barbarus</i>	EN	EN B1ab(iii); C2a(ii)
<i>Corvus corax canariensis</i>	EN	EN A4abcd; B1ab(i,ii,iii,iv,v); C1+2a(i)
<i>Fringilla coelebs palmae</i>	EN	EN B1ab(i,ii,iii,v)+2ab(i,ii,iii,iv)
<i>Fringilla coelebs ombriosa</i>	EN	EN B1ab(i,ii,iii,v)+2ab(i,ii,iii,iv)
<i>Bucanetes githagineus amantum</i>	EN	EN B1b(i,ii,iii,iv,v)c(iii,iv)
<i>Emberiza schoeniclus witherbyi</i>	EN	EN B1ab(i,ii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv); C1
<i>Emberiza schoeniclus lusitanica</i>	EN	EN B1ab(i,ii,iv,v)+2ab(i,ii,iii,iv); C1

45 taxones Vulnerable (VU)

<i>Gavia immer*</i>	VU	VU D1
<i>Calonectris diomedea borealis</i>	VU	VU A3d+4d
<i>Pelagodroma marina hypoleuca</i>	VU'	VU [EN D]
<i>Hydrobates pelagicus</i>	VU	VU A2e; B2ab
<i>Phalacrocorax aristotelis desmarestii</i>	VU	VU C1
<i>Ciconia nigra</i>	VU	VU D1
<i>Plegadis falcinellus</i>	VU	VU D1+2
<i>Platalea leucorodia</i>	VU	VU D2
<i>Anas crecca</i>	VU''	VU [CR B2b(iii,v)c(iii,iv); C2a(i)+b; D]
<i>Anas acuta</i>	VU'	VU [EN D]
<i>Anas querquedula</i>	VU'	VU [EN D]
<i>Netta rufina</i>	VU	VU B2abc(iv)
<i>Aegyptius monachus</i>	VU	VU C1
<i>Circus pygargus</i>	VU	VU C1
<i>Accipiter nisus granti</i>	VU	VU D1
<i>Falco naumanni</i>	VU	VU A3c

45 taxones Vulnerable (VU) (continuación)

<i>Falco tinnunculus dacotiae</i>	VU	VU D1
<i>Lagopus mutus</i>	VU'	VU [EN C2a(ii)]
<i>Perdix perdix</i>	VU	VU C1
<i>Tetrax tetrax</i>	VU	VU A2c+3c+4c
<i>Otis tarda</i>	VU	VU A4c
<i>Glareola pratincola</i>	VU	VU A2ac?; C1+2b
<i>Charadrius alexandrinus</i>	VU'	VU [EN B2ab(ii,iii,v)c(ii,iv)]
<i>Limosa limosa</i>	VU''	VU [CR D]
<i>Tringa totanus</i>	VU'	VU [EN C2b]
<i>Larus genei</i>	VU	VU D2
<i>Larus audouinii</i>	VU	VU D2
<i>Rissa tridactyla</i>	VU''	VU [CR C1]
<i>Gelochelidon nilotica</i>	VU	VU B1ac(iii,iv)+2ac(iii,iv)
<i>Chlidonias hybridus</i>	VU	VU B2ac(ii,iv)
<i>Pterocles orientalis</i>	VU	VU A2c+3c+4c; C1
<i>Pterocles alchata</i>	VU	VU A2c+3c+4c
<i>Streptopelia turtur</i>	VU	VU A2acd
<i>Apus caffer</i>	VU'	VU [EN D]
<i>Coracias garrulus</i>	VU	VU C1
<i>Dendrocopos major thanneri</i>	VU	VU D1+2
<i>Dendrocopos major canariensis</i>	VU	VU D1
<i>Dendrocopos leucotos</i>	VU'	VU [EN D]
<i>Calandrella brachydactyla</i>	VU	VU A2c+3c+4c
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	VU	VU A2ac
<i>Acrocephalus melanopogon</i>	VU	VU B2ab(iii,v)
<i>Acrocephalus paludicola*(=)</i>	VU	VU A2c+3c
<i>Corvus frugilegus</i>	VU	VU D2
<i>Fringilla teydea teydea</i>	VU	VU D2
<i>Emberiza schoeniclus schoeniclus*</i>	VU	VU A2ac+3c

32 taxones Casi Amenazado (NT)

<i>Podiceps nigricollis</i>	NT'	NT [VU D1]
<i>Ardeola ralloides</i>	NT	NT B2ac(iv); c.D1
<i>Phoenicopterus ruber</i>	NT'	NT [VU D2]
<i>Tadorna tadorna</i>	NT'	NT [VU D1]
<i>Anas clypeata</i>	NT'	NT [VU D1]
<i>Elanus caeruleus</i>	NT	NT D1
<i>Milvus migrans</i>	NT'	NT [VU C1]
<i>Buteo buteo insularum</i>	NT	NT D1
<i>Aquila chrysaetos</i>	NT	NT C1
<i>Falco subbuteo</i>	NT	NT C1
<i>Falco eleonora</i>	NT'	NT [VU D1]
<i>Crex crex*(=)</i>	NT	A3c
<i>Haematopus ostralegus</i>	NT''	NT [EN D]
<i>Burhinus oedicephalus y saharae</i>	NT	NT A4c
<i>Sterna sandvicensis</i>	NT'	NT [VU D2]
<i>Sterna hirundo</i>	NT	NT D2
<i>Sterna albifrons</i>	NT'	NT [VU C1+2b]
<i>Columba bollii</i>	NT	NT B2ab(iii)c
<i>Asio flammeus</i>	NT'	NT [VU D1]
<i>Aegolius funereus</i>	NT'	NT [VU D1]
<i>Alcedo atthis</i>	NT	NT A2ac
<i>Dendrocopos medius</i>	NT	NT C1
<i>Calandrella rufescens apetzii</i>	NT	NT B2b(ii)
<i>Oenanthe hispanica</i>	NT	NT A2ac?
<i>Locustella luscinioides</i>	NT'	NT [VU B2ab(ii,iii,v); C1]
<i>Hippolais pallida</i>	NT	NT D1

32 taxones Casi Amenazado (VU) (continuación)

<i>Phylloscopus trochilus</i>	NT''	NT [EN D]
<i>Panurus biarmicus</i>	NT'	NT [VU B2ab(ii,v)]
<i>Lanius meridionalis</i>	NT	NT A2bc
<i>Lanius senator</i>	NT	NT A2a
<i>Pyrhcorax pyrrhcorax erythrorhamphus</i>	NT	NT A2ac+3ac+4ac
<i>Bucanetes githagineus zedlitzi</i>	NT'	NT [VU D1]

25 Taxones Datos Insuficientes (DD)

<i>Falco tinnunculus canariensis</i>	DD	
<i>Alectoris rufa</i>	DD	
<i>Coturnix coturnix</i>	DD	
<i>Porzana porzana</i>	DD	
<i>Porzana parva</i>	DD	
<i>Porzana pusilla</i>	DD	
<i>Lymnocyptes minimus*</i>	DD	
<i>Columba oenas</i>	DD	
<i>Asio otus canariensis</i>	DD	
<i>Apus unicolor</i>	DD	
<i>Jynx torquilla</i>	DD	
<i>Anthus berthelotii berthelotii</i>	DD	
<i>Motacilla cinerea canariensis</i>	DD	
<i>Erithacus rubecula superbus</i>	DD	
<i>Turdus merula cabrerac</i>	DD	
<i>Sylvia conspicillata orbitalis</i>	DD	
<i>Sylvia melanocephala leucogastra</i>	DD	
<i>Phylloscopus canariensis</i>	DD	
<i>Regulus teneriffae</i>	DD	
<i>Parus caeruleus teneriffae</i>	DD	
<i>Lanius meridionalis koenigi</i>	DD	
<i>Fringilla coelebs canariensis</i>	DD	
<i>Serinus canaria</i>	DD	
<i>Carduelis cannabina meadewaldoi</i>	DD	
<i>Carduelis cannabina harterti</i>	DD	

10 taxones evaluados que no han calificado

<i>Ardea purpurea</i>	LC°	
<i>Anas strepera</i>	LC	
<i>Pernis apivorus</i>	LC°	
<i>Circaetus gallicus</i>	LC°	
<i>Recurvirostra avosetta</i>	LC	
<i>Vanellus vanellus</i>	LC°	¿NT D1
<i>Larus fuscus</i>	LC''	LC [VU D1]
<i>Oenanthe leucura</i>	LC°	¿NT?
<i>Sylvia conspicillata</i>	LC°	
<i>Sylvia hortensis</i>	LC°	

Anexo II

Principales figuras de protección de la avifauna española

LR92 = Libro rojo de 1992 (Blanco & González, 1992)

LR02 = Este Libro Rojo; **IUCN**= Categoría mundial (BirdLife International, 2000)

CNEA = Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (RD 439/90)

DIR = Directiva Aves (Anexos); **BE**= Convenio de Berna (Anexos)

BO = Convenio de Bonn (sobre especies migratorias)

Significado de las categorías de **“LR 92”** en Blanco y González, 1992)

CNEA (Catálogo Nacional de Especies Amenazadas): **PE**= “En peligro de extinción”;

SAH = “sensibles a la alteración de su hábitat”; **V** = “vulnerables”;

IE = “De interés especial” (detalles en Ley 4/89 y RD 439/90)

El * indica que a nivel subespecífico corresponde considerar el taxón incluido dentro del apéndice considerado a nivel específico.

	LR 02	IUCN00	LR 92	CNEA	DIR A	BE	BONN
<i>Gavia stellata</i>	NE			IE	I	II	II
<i>Gavia arctica</i>	NE			IE	I	II	II
<i>Gavia immer</i>	VU			IE	I	II	II
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	NE			IE		II	
<i>Podiceps cristatus</i>	NE			IE		III	
<i>Podiceps grisegena</i>	NE					II	II
<i>Podiceps nigricollis</i>	NT'		R	IE		II	
<i>Fulmarus glacialis</i>	NE			IE		III	
<i>Bulweria bulwerii</i>	EN		V	IE	I	II	
<i>Calonectris diomedea</i>				IE	I	II	
<i>Calonectris diomedea diomedea</i>	EN			—	I	*	
<i>Calonectris diomedea borealis</i>	VU			—	I	*	
<i>Puffinus gravis</i>				IE		III	
<i>Puffinus griseus</i>				IE		III	
<i>Puffinus puffinus</i>	EN		E	IE		II	
<i>Puffinus mauretanicus</i>	CR	NT	—	PE	I	II	
<i>Puffinus yelkouan</i>	NE		V		I	II	
<i>Puffinus assimilis baroli</i>	EN		V	—	I	*	
<i>Pelagodroma marina</i>					I	II	
<i>Pelagodroma marina hypoleuca</i>	VU'		E	PE	I	*	
<i>Hydrobates pelagicus</i>	VU		—	IE	I	II	
<i>Oceanodroma castro</i>	EN		I	V	I	II	
<i>Sula bassana</i>	NE			IE		III	
<i>Phalacrocorax carbo</i>	NE				I	III	
<i>Phalacrocorax carbo sinensis</i>				IE		*	
<i>Phalacrocorax aristotelis</i>				IE	I	II	
<i>Phalacrocorax aristotelis aristotelis</i>	EN					*	
<i>Phalacrocorax aristotelis desmarestii</i>	VU		R			*	
<i>Botaurus stellaris</i>	CR		E	PE	I	III	II
<i>Ixobrychus minutus</i>	NE		I	IE	I	III	II

Anexo II: Principales figuras de protección de la avifauna española (continuación)

	LR 02	IUCN00	LR 92	CNEA	DIR A	BE	BONN
<i>Nycticorax nycticorax</i>	NE		R	IE	I	III	
<i>Ardeola ralloides</i>	NT		E	PE	I	III	
<i>Bubulcus ibis</i>	NE			IE		III	
<i>Egretta garzetta</i>	NE			IE	I	III	
<i>Egretta alba</i>	NE			IE	I	II	II
<i>Ardea cinerea</i>	NE			IE		III	
<i>Ardea purpurea</i>	LC*		V	IE	I	III	II
<i>Ciconia nigra</i>	VU		E	PE	I	III	II
<i>Ciconia ciconia</i>	NE		V	IE	I	III	II
<i>Plegadis falcinellus</i>	VU		E	IE	I	III	II
<i>Platalea leucorodia</i>	VU		V	IE	I	III	II
<i>Phoenicopterus ruber</i>	NT'		R	IE	I	II	II
<i>Anser fabalis rossicus</i>	CR		E			III	II
<i>Anser albifrons</i>					II, III	III	II
<i>Anser anser</i>					II, III	III	II
<i>Branta leucopsis</i>	NE			IE	I	III	II
<i>Branta bernicla</i>	NE			IE	II	III	II
<i>Tadorna ferruginea</i>	CR		E	IE	I	III	II
<i>Tadorna tadorna</i>	NT'		R	IE		III	II
<i>Anas penelope</i>	NE				II, III	III	II
<i>Anas strepera</i>	LC				II	III	II
<i>Anas crecca</i>	VU''				II, III	III	II
<i>Anas platyrhynchos</i>	NE				II, III	III	II
<i>Anas acuta</i>	VU'				II, III	III	II
<i>Anas querquedula</i>	VU'		R		II	III	II
<i>Anas clypeata</i>	NT'				II, III	III	II
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	CR	VU	E	PE	I	III	I, II
<i>Netta rufina</i>	VU		R		II	III	II
<i>Aythya ferina</i>	NE				II, III	III	II
<i>Aythya nyroca</i>	CR	NT	E	PE	I	III	I, II
<i>Aythya fuligula</i>	NE				II, III	III	II
<i>Aythya marila</i>	NE			IE	II, III	III	II
<i>Somateria mollissima</i>	NE				II, III	III	II
<i>Clangula hyemalis</i>	NE				II	III	II
<i>Melanitta nigra</i>	NE				II, III	III	II
<i>Melanitta fusca</i>	NE				II	III	II
<i>Bucephala clangula</i>	NE			IE	II	III	II
<i>Mergus serrator</i>	NE				II	III	II
<i>Oxyura leucocephala</i>	EN	EN	E	PE	I	III	I, II
<i>Pernis apivorus</i>	LC*			IE	I	III	II
<i>Elanus caeruleus</i>	NT		R	IE	I	III	II
<i>Milvus migrans</i>	NT'			IE	I	III	II
<i>Milvus milvus</i>	EN		K	IE	I	III	II
<i>Haliaeetus albicilla</i>	RE		EX		I	III	I, II
<i>Gypaetus barbatus</i>	EN		E	PE	I	III	II
<i>Neophron percnopterus</i>	EN		V	IE	I	III	II
<i>Neophron percnopterus majorensis</i>	CR			—		*	*
<i>Gyps fulvus</i>	NE			IE	I	III	II
<i>Aegypius monachus</i>	VU	NT	V	IE	I	III	II
<i>Circaetus gallicus</i>	LC*		I	IE	I	III	II
<i>Circus aeruginosus</i>	NE		V	IE	I	III	II
<i>Circus cyaneus</i>	NE		K	IE	I	III	II
<i>Circus pygargus</i>	VU		V	V	I	III	II
<i>Accipiter gentilis</i>	NE		K	IE		III	II
<i>Accipiter nisus</i>	NE		K	IE	I	III	II
<i>Accipiter nisus granti</i>	VU		R		I	*	*
<i>Buteo buteo</i>	NE			IE		III	II
<i>Buteo buteo insularum</i>	NT					*	*
<i>Aquila adalberti</i>	EN	VU	E	PE	I	III	I, II

Anexo II: Principales figuras de protección de la avifauna española (continuación)

	LR 02	IUCN00	LR 92	CNEA	DIR A	BE	BONN
<i>Aquila chrysaetos</i>	NT		R	IE	I	III	II
<i>Hieraaetus pennatus</i>	NE			IE	I	III	II
<i>Hieraaetus fasciatus</i>	EN		V	V	I	III	II
<i>Pandion haliaetus</i>	CR		E	IE	I	II	II
<i>Falco naumanni</i>	VU	VU	V	IE	I	III	I, II
<i>Falco tinnunculus</i>	NE			IE		III	II
<i>Falco tinnunculus canariensis</i>	DD					*	*
<i>Falco tinnunculus dacotiae</i>	VU					*	*
<i>Falco vespertinus</i>	NE			IE	I	III	II
<i>Falco columbarius</i>	NE		K	IE	I	III	II
<i>Falco subbuteo</i>	NT		K	IE		III	II
<i>Falco eleonora</i>	NT'		R	IE	I	III	II
<i>Falco biarmicus</i>	RE		EX		I	III	II
<i>Falco peregrinus</i>	NE		V	IE	I	III	II
<i>Falco pelegrinoides</i>	EN		E	—		III	II
<i>Bonasa bonasia</i>	RE		Ex?	IE	I, II	III	
<i>Lagopus mutus</i>	VU'		E		I, II, III	III	
<i>Tetrao tetrix</i>	RE				I, II, III	III	
<i>Tetrao urogallus</i>			V		I, II, III	II, III	
<i>Tetrao urogallus cantabricus</i>	EN		—	V		*	
<i>Tetrao urogallus aquitanicus</i>	EN		—	V		*	
<i>Alectoris graeca saxatilis</i>	RE				I	III	
<i>Alectoris rufa</i>	DD				II, III	III	
<i>Alectoris barbara</i>	NE				I, II, III	III	
<i>Perdix perdix</i>	VU		V		I, II, III	III	
<i>Coturnix coturnix</i>	DD				II	III	II
<i>Turnix sylvatica</i>	CR		E	PE	I	III	
<i>Rallus aquaticus</i>	NE				II	III	
<i>Porzana porzana</i>	DD		K	IE	I	III	II
<i>Porzana parva</i>	DD		K	IE	I	III	II
<i>Porzana pusilla</i>	DD		K	IE	I	III	II
<i>Crex crex</i>	NT	VU	I	IE	I	III	II
<i>Gallinula chloropus</i>	NE				II	III	
<i>Porphyrio porphyrio</i>	NE		V	IE	I	III	
<i>Fulica atra</i>	NE				II, III	III	II
<i>Fulica cristata</i>	CR		E	PE	I	III	
<i>Grus grus</i>	RE		V	IE	I	III	II
<i>Anthropoides virgo</i>	RE		EX	IE		II	II
<i>Tetrax tetrax</i>	VU	NT	I	IE	I	III	
<i>Chlamydotis undulata</i>		NT	E	—	I	III	I, II
<i>Chlamydotis undulata fuertaventurae</i>	EN			PE		*	*
<i>Otis tarda</i>	VU	VU	V	IE	I	III	I, II
<i>Haematopus ostralegus</i>	NT''		R	IE	II	III	II
<i>Haematopus meadewaldoi</i>	EX	EX	Ex?			III	
<i>Himantopus himantopus</i>	NE			IE	I	III	II
<i>Recurvirostra avosetta</i>	LC		R	IE	I	III	II
<i>Burhinus oedicephalus</i>	NT		K	IE	I	III	II
<i>Burhinus oedicephalus distinctus</i>	EN		V			III	*
<i>Burhinus oedicephalus insularum</i>	EN					III	*
<i>Cursorius cursor</i>	EN		V	SAH	I	III	
<i>Glareola pratincola</i>	VU		V	IE	I	III	II
<i>Charadrius dubius</i>	NE		K	IE		III	II
<i>Charadrius hiaticula</i>	NE			IE		III	II
<i>Charadrius alexandrinus</i>	VU'		K	IE		III	II
<i>Charadrius morinellus</i>	EN		R	IE	I	II	II
<i>Pluvialis apricaria</i>	NE			IE	I, II, III	III	II
<i>Pluvialis squatarola</i>	NE			IE	II	III	II
<i>Vanellus vanellus</i>	LC*				II	III	II
<i>Calidris canutus</i>	NE			IE	II	III	II

Anexo II: Principales figuras de protección de la avifauna española (continuación)

	LR 02	IUCN00	LR 92	CNEA	DIR A	BE	BONN
<i>Calidris alba</i>	NE			IE		III	II
<i>Calidris minuta</i>	NE			IE		III	II
<i>Calidris temminckii</i>				IE		III	II
<i>Calidris ferruginea</i>	NE			IE		III	II
<i>Calidris maritima</i>	NE			IE		III	II
<i>Calidris alpina</i>	NE			IE		III	II
<i>Philomachus pugnax</i>	NE			IE	I, II	III	II
<i>Lymnocyptes minimus</i>	DD				II, III	III	II
<i>Gallinago gallinago</i>	EN		K		II, III	III	II
<i>Scolopax rusticola</i>	NE		K		II, III	III	II
<i>Limosa limosa</i>	VU''			IE	II	III	II
<i>Limosa lapponica</i>	NE			IE	I, II	III	II
<i>Numenius phaeopus</i>	NE			IE	II	III	II
<i>Numenius tenuirostris</i>	CR	CR	K		I	III	I, II
<i>Numenius arquata</i>	EN'		R	IE	II	III	II
<i>Tringa stagnatilis</i>	NE			IE		III	II
<i>Tringa erythropus</i>	NE			IE	II	III	II
<i>Tringa totanus</i>	VU'				II	III	II
<i>Tringa nebularia</i>	NE			IE	II	III	II
<i>Tringa ochropus</i>	NE			IE		III	II
<i>Tringa glareola</i>	NE			IE	I	III	II
<i>Actitis hypoleucos</i>	NE			IE		III	II
<i>Arenaria interpres</i>				IE		III	II
<i>Phalaropus lobatus</i>	NE			IE	I	III	II
<i>Phalaropus fulicarius</i>	NE			IE		III	
<i>Stercorarius pomarinus</i>	NE			IE		III	
<i>Stercorarius parasiticus</i>	NE			IE		III	
<i>Stercorarius skua</i>	NE			IE		III	
<i>Larus melanocephalus</i>	NE		R	IE	I	III	II
<i>Larus minutus</i>	NE			IE		III	
<i>Larus sabini</i>						II	
<i>Larus ridibundus</i>	NE				II	III	
<i>Larus genei</i>	VU		R	IE	I	III	
<i>Larus audouinii</i>	VU	NT	R	IE	I	III	I, II
<i>Larus canus</i>	NE			IE	II	III	
<i>Larus fuscus</i>	LC''				II		
<i>Larus argentatus</i>	NE				II		
<i>Larus cachinnans</i>	NE				II	III	
<i>Larus marinus</i>	NE			IE	II		
<i>Rissa tridactyla</i>	VU''		R	IE		III	
<i>Gelochelidon nilotica</i>	VU		V	IE	I	II	II
<i>Sterna caspia</i>	NE		R	IE	I	III	II
<i>Sterna bengalensis</i>	NE		R			III	II
<i>Sterna sandvicensis</i>	NT		R	IE	I	III	II
<i>Sterna dougallii</i>	NE		I	IE	I	III	II
<i>Sterna hirundo</i>	NT		R	IE	I	III	II
<i>Sterna paradisaea</i>	NE			IE	I	III	II
<i>Sterna albifrons</i>	NT'		R	IE	I	III	II
<i>Chlidonias hybridus</i>	VU		V	IE	I	III	
<i>Chlidonias niger</i>	EN		E	IE	I	III	II
<i>Chlidonias leucopterus</i>				IE		III	II
<i>Uria aalge</i>	CR		E	IE	I	III	
<i>Alca torda</i>	NE			IE		III	
<i>Alle alle</i>	NE					III	
<i>Fratercula arctica</i>	NE			IE		III	
<i>Pterocles orientalis</i>	VU		V	IE	I	III	
<i>Pterocles alchata</i>	VU		V	IE	I	III	
<i>Columba livia</i>	NE				II	III	
<i>Columba oenas</i>	DD		K		II	III	

Anexo II: Principales figuras de protección de la avifauna española (continuación)

	LR 02	IUCN00	LR 92	CNEA	DIR A	BE	BONN
<i>Columba palumbus</i>	NE				I, II, III		
<i>Columba bollii</i>	NT	NT	R	SAH	I	III	
<i>Columba junoniae</i>	EN	VU	V	SAH	I	III	
<i>Streptopelia decaocto</i>					II	III	
<i>Streptopelia turtur</i>	VU		V		II	III	
<i>Cuculus canorus</i>	NE			IE		III	
<i>Clamator glandarius</i>	NE		K	IE		III	
<i>Tyto alba</i>	NE			IE		III	
<i>Tyto alba gracilirostris</i>	EN		I			III	
<i>Otus scops</i>	NE			IE		III	
<i>Bubo bubo</i>	NE		R	IE	I	III	
<i>Athene noctua</i>	NE			IE		III	
<i>Strix aluco</i>	NE			IE		III	
<i>Asio otus</i>	NE			IE		III	
<i>Asio otus canariensis</i>	DD					*	
<i>Asio flammeus</i>	NT'		R	IE	I	III	
<i>Aegolius funereus</i>	NT'		R	IE	I	III	
<i>Caprimulgus europaeus</i>	NE		K	IE	I	III	
<i>Caprimulgus ruficollis</i>	NE		K	IE		III	
<i>Apus unicolor</i>	DD			IE		III	
<i>Apus apus</i>	NE			IE		III	
<i>Apus pallidus</i>	NE			IE		III	
<i>Apus melba</i>	NE			IE		III	
<i>Apus caffer</i>	VU'		R	IE	I	III	
<i>Alcedo atthis</i>	NT					III	
<i>Merops apiaster</i>	NE			IE		III	II
<i>Coracias garrulus</i>	VU		R	IE	I	III	II
<i>Upupa epops</i>	NE			IE		III	
<i>Jynx torquilla</i>	DD			IE		III	
<i>Picus viridis</i>	NE			IE		III	
<i>Dryocopus martius</i>	NE		R	IE	I	III	
<i>Dendrocopos major</i>				IE	I	III	
<i>Dendrocopos major thanneri</i>	VU		R			*	
<i>Dendrocopos major canariensis</i>	VU		V		I	*	
<i>Dendrocopos medius</i>	NT		V	IE	I	III	
<i>Dendrocopos leucotos</i>	VU'		E	IE	I	III	
<i>Dendrocopos minor</i>	NE		I	IE		III	
<i>Chersophilus duponti</i>	EN		R	VU	I	III	
<i>Melanocorypha calandra</i>	NE			IE	I	III	
<i>Calandrella brachydactyla</i>	VU			IE	I	III	
<i>Calandrella rufescens</i>	NT			IE		III	
<i>Calandrella rufescens (Canarias)</i>						III	
<i>Calandrella rufescens rufescens</i>	CR		V			*	
<i>Calandrella rufescens polatzeki</i>	EN					*	
<i>Galerida cristata</i>	NE			IE		III	
<i>Galerida theklae</i>	NE			IE	I	III	
<i>Lullula arborea</i>	NE			IE	I	III	
<i>Alauda arvensis</i>	NE				II	III	
<i>Riparia riparia</i>	NE		I	IE		III	
<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	NE			IE		III	
<i>Hirundo rustica</i>	NE			IE		III	
<i>Hirundo daurica</i>	NE			IE		III	
<i>Delichon urbica</i>	NE			IE		III	
<i>Anthus campestris</i>	NE			IE	I	III	
<i>Anthus berthelotii berthelotii</i>	DD			IE		III	
<i>Anthus trivialis</i>	NE			IE		III	
<i>Anthus pratensis</i>	NE			IE		III	
<i>Anthus cervinus</i>				IE		III	
<i>Anthus spinoletta</i>	NE			IE		III	

Anexo II: Principales figuras de protección de la avifauna española (continuación)

	LR 02	IUCN00	LR 92	CNEA	DIR A	BE	BONN
<i>Anthus petrosus</i>	NE					III	
<i>Motacilla flava</i>	NE			IE		III	
<i>Motacilla cinerea</i>	NE			IE		III	
<i>Motacilla cinerea canariensis</i>	DD					*	
<i>Motacilla alba</i>	NE			IE		III	
<i>Cinclus cinclus</i>	NE			IE		III	
<i>Troglodytes troglodytes</i>	NE			IE		III	
<i>Prunella modularis</i>	NE			IE		III	
<i>Prunella collaris</i>	NE			IE		III	
<i>Cercotrichas galactotes</i>	EN		K	IE		III	II
<i>Erithacus rubecula</i>	NE			IE		III	II
<i>Erithacus rubecula superbus</i>	DD					*	*
<i>Luscinia megarhynchos</i>	NE			IE		III	II
<i>Luscinia svecica</i>	NE			IE	I	III	II
<i>Phoenicurus ochruros</i>	NE			IE		III	II
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	VU			IE		III	II
<i>Saxicola rubetra</i>	NE			IE		III	II
<i>Saxicola dacotiae</i>		NT	—	V	I	III	II
<i>Saxicola dacotiae dacotiae</i>	EN		R			*	*
<i>Saxicola dacotiae murielae</i>	EX		EX			*	*
<i>Saxicola torquata</i>	NE			IE		III	II
<i>Oenanthe oenanthe</i>	NE			IE		III	II
<i>Oenanthe hispanica</i>	NT			IE		III	II
<i>Oenanthe leucura</i>	LC*			IE	I	III	II
<i>Monticola saxatilis</i>	NE			IE		III	II
<i>Monticola solitarius</i>	NE			IE		III	II
<i>Turdus torquatus</i>	NE			IE		III	II
<i>Turdus merula</i>	NE					III	II
<i>Turdus merula cabrerac</i>	DD					*	*
<i>Turdus pilaris</i>	NE				II	III	II
<i>Turdus philomelos</i>	NE				II	III	II
<i>Turdus iliacus</i>	NE				II	III	II
<i>Turdus viscivorus</i>	NE				II	III	II
<i>Cettia cetti</i>	NE			IE		III	II
<i>Cisticola juncidis</i>	NE			IE		III	II
<i>Locustella naevia</i>	NE			IE		III	II
<i>Locustella luscinioides</i>	NT'		R	IE		III	II
<i>Acrocephalus melanopogon</i>	VU		R	IE	I	III	II
<i>Acrocephalus paludicola</i>	VU	VU	K	IE	I	III	I, II
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	NE			IE		III	II
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	NE			IE		III	II
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	NE			IE		III	II
<i>Hippolais pallida</i>	NT			IE		III	II
<i>Hippolais icterina</i>				IE		III	II
<i>Hippolais polyglotta</i>	NE			IE		III	II
<i>Sylvia sarda</i>	NE			IE	I	III	II
<i>Sylvia undata</i>	NE			IE	I	III	II
<i>Sylvia conspicillata</i>	LC*			IE		III	II
<i>Sylvia conspicillata orbitalis</i>	DD					III	*
<i>Sylvia cantillans</i>	NE			IE		III	II
<i>Sylvia melanocephala</i>	NE			IE		III	II
<i>Sylvia melanocephala leucogastra</i>	DD					*	*
<i>Sylvia hortensis</i>	LC*			IE		III	II
<i>Sylvia curruca</i>				IE		III	II
<i>Sylvia communis</i>	NE			IE		III	II
<i>Sylvia borin</i>	NE			IE		III	II
<i>Sylvia atricapilla</i>	NE			IE		III	II
<i>Phylloscopus bonelli</i>	NE			IE		III	II
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	NE		K	IE		III	II

Anexo II: Principales figuras de protección de la avifauna española (continuación)

	LR 02	IUCN00	LR 92	CNEA	DIR A	BE	BONN
<i>Phylloscopus collybita</i>	NE			IE		III	II
<i>Phylloscopus brehmii</i>	NE					III	II
<i>Phylloscopus trochilus</i>	NT''			IE		III	II
<i>Phylloscopus canariensis</i>	DD					III	II
<i>Regulus regulus</i>	NE			IE		III	II
<i>Regulus ignicapillus</i>	NE			IE		III	II
<i>Regulus ignicapillus balearicus</i>						*	*
<i>Regulus teneriffae</i>	DD					III	II
<i>Muscicapa striata</i>	NE			IE		III	II
<i>Muscicapa striata balearica</i>						*	*
<i>Ficedula hypoleuca</i>	NE			IE		III	II
<i>Panurus biarmicus</i>	NT'		R	IE		III	II
<i>Aegithalos caudatus</i>	NE			IE		III	
<i>Parus palustris</i>	NE			IE		III	
<i>Parus cristatus</i>	NE			IE		III	
<i>Parus ater</i>	NE			IE		III	
<i>Parus caeruleus</i>	NE			IE		III	
<i>Parus caeruleus balearicus</i>						*	
<i>Parus caeruleus degener</i>	EN		R			*	
<i>Parus caeruleus palmensis</i>	EN					*	
<i>Parus caeruleus teneriffae</i>	DD					*	
<i>Parus caeruleus ombriosus</i>	EN					*	
<i>Parus major</i>	NE			IE		III	
<i>Parus major majorcae</i>						*	
<i>Sitta europaea</i>	NE			IE		III	
<i>Tichodroma muraria</i>	NE			IE		III	
<i>Certhia familiaris</i>	NE			IE		III	
<i>Certhia brachydactyla</i>	NE			IE		III	
<i>Remiz pendulinus</i>	NE			IE		III	
<i>Oriolus oriolus</i>	NE			IE		III	
<i>Lanius collurio</i>	NE			IE	I	III	
<i>Lanius minor</i>	CR		E	PE	I	III	
<i>Lanius meridionalis</i>	NT					III	
<i>Lanius meridionalis koenigi</i>	DD					*	
<i>Lanius senator</i>	NT			IE		III	
<i>Garrulus glandarius</i>	NE				II		
<i>Cyanopica cyana</i>	NE			IE		III	
<i>Pica pica</i>	NE				II		
<i>Pyrrhocorax graculus</i>	NE			IE		III	
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax (erythrorhamphus)</i>	NT			IE	I	III	
<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax barbarus</i>	EN		R			*	
<i>Corvus monedula</i>	NE				II		
<i>Corvus frugilegus</i>	VU		R		II		
<i>Corvus corone</i>	NE				II		
<i>Corvus corax</i>	NE					III	
<i>Corvus corax canariensis</i>	EN		R			*	
<i>Sturnus vulgaris</i>	NE				II		
<i>Sturnus unicolor</i>	NE					III	
<i>Passer domesticus</i>	NE						
<i>Passer hispaniolensis</i>	NE					III	
<i>Passer montanus</i>	NE					III	
<i>Petronia petronia</i>	NE			IE		III	
<i>Montifringilla nivalis</i>	NE			IE		III	
<i>Fringilla coelebs</i>	NE			—	I	III	
<i>Fringilla coelebs (Canarias)</i>				IE		III	
<i>Fringilla coelebs canariensis</i>	DD			IE		*	
<i>Fringilla coelebs palmae</i>	EN			IE		*	
<i>Fringilla coelebs ombriosa</i>	EN			IE		*	
<i>Fringilla teydea</i>		LR, cd		IE	I	III	

Anexo II: Principales figuras de protección de la avifauna española (continuación)

	LR 02	IUCN00	LR 92	CNEA	DIR A	BE	BONN
<i>Fringilla teydea polatzeki</i>	CR		E	PE		*	
<i>Fringilla teydea teydea</i>	VU			V		*	
<i>Fringilla montifringilla</i>	NE			IE		III	
<i>Serinus serinus</i>	NE					III	
<i>Serinus canaria</i>	DD					III	
<i>Serinus citrinella</i>	NE			IE		III	
<i>Carduelis chloris</i>	NE					III	
<i>Carduelis carduelis</i>	NE					III	
<i>Carduelis spinus</i>	NE					III	
<i>Carduelis cannabina</i>	NE					III	
<i>Carduelis cannabina meadewaldoi</i>	DD					*	
<i>Carduelis cannabina harterti</i>	DD					*	
<i>Loxia curvirostra</i>	NE			IE		III	
<i>Bucanetes githagineus (zedlitzi)</i>	NT'		R	IE	I	III	
<i>Bucanetes githagineus amantum</i>	EN					III	
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	NE			IE		III	
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	NE			IE		III	
<i>Plectrophenax nivalis</i>	NE			IE		III	
<i>Emberiza citrinella</i>	NE			IE		III	
<i>Emberiza cirlus</i>	NE			IE		III	
<i>Emberiza cia</i>	NE			IE		III	
<i>Emberiza hortulana</i>	NE			IE	I	III	
<i>Emberiza schoeniclus</i>	NE			IE		III	
<i>Emberiza schoeniclus witherbyi</i>	EN					*	
<i>Emberiza schoeniclus lusitanica</i>	EN					*	
<i>Emberiza schoeniclus schoeniclus</i>	VU					*	
<i>Miliaria calandra</i>	NE					III	

Índice de nombres en latín

<i>Accipiter nisus granti</i>	142	<i>Cursorius cursor</i>	223
<i>Acrocephalus melanopogon</i>	334	<i>Cbaradrius alexandrinus</i>	228
<i>Acrocephalus paludicola</i>	337	<i>Cbaradrius morinellus</i>	231
<i>Aegolius funereus</i>	291	<i>Cbersophilus duponti</i>	309
<i>Aegyptius monachus</i>	134	<i>Cblamydotis undulata fuertaventurae</i>	207
<i>Alcedo atthis</i>	294	<i>Cblidonias hybridus</i>	257
<i>Alectoris graeca saxatilis</i>	382	<i>Cblidonias niger</i>	259
<i>Alectoris rufa</i>	182	<i>Dendrocopos leucotos</i>	307
<i>Anas acuta</i>	93	<i>Dendrocopos major canariensis</i>	302
<i>Anas chyeata</i>	97	<i>Dendrocopos major thanneri</i>	301
<i>Anas crecca</i>	89	<i>Dendrocopos medius</i>	304
<i>Anas querquedula</i>	95	<i>Elanus caeruleus</i>	113
<i>Anser fabalis rossicus</i>	82	<i>Emberiza schoeniclus schoeniclus</i>	379
<i>Anthropoides virgo</i>	382	<i>Emberiza schoeniclus witherbyi</i> /	
<i>Apus caffer</i>	293	<i>Emberiza schoeniclus lusitanica</i>	378
<i>Aquila adalberti</i>	145	<i>Falco biarmicus</i>	381
<i>Aquila chrysaetos</i>	151	<i>Falco eleonorae</i>	169
<i>Ardeola ralloides</i>	69	<i>Falco naumanni</i>	161
<i>Asio flammeus</i>	289	<i>Falco pelegrinoides pelegrinoides</i>	171
<i>Aythya nyroca</i>	108	<i>Falco subbuteo</i>	166
<i>Bonasa bonasia</i>	381	<i>Falco tinnunculus dacotiae</i>	164
<i>Botaurus stellaris</i>	65	<i>Fringilla coelebs ombriosa</i>	368
<i>Bucanetes githagineus amantum</i>	375	<i>Fringilla coelebs palmae</i>	366
<i>Bucanetes githagineus zedlitzii</i>	373	<i>Fringilla teydea polatzeki</i>	370
<i>Bulweria bulwerii</i>	37	<i>Fringilla teydea teydea</i>	372
<i>Burbinus oedicephalus</i>	216	<i>Fulica cristata</i>	199
<i>Burbinus oedicephalus distinctus</i>	219	<i>Gallinago gallinago</i>	232
<i>Burbinus oedicephalus insularum</i>	221	<i>Gavia immer</i>	33
<i>Buteo buteo insularum</i>	143	<i>Gelochelidon nilotica</i>	247
<i>Calandrella brachydactyla</i>	312	<i>Glareola pratincola</i>	225
<i>Calandrella rufescens apetzii</i>	315	<i>Grus grus</i>	382
<i>Calandrella rufescens polatzeki</i>	321	<i>Gypaetus barbatus</i>	125
<i>Calandrella rufescens rufescens</i>	318	<i>Haematopus meadewaldoi</i>	382
<i>Calonectris diomedea borealis</i>	43	<i>Haematopus ostralegus</i>	214
<i>Calonectris diomedea diomedea</i>	39	<i>Haliaeetus albicilla</i>	381
<i>Cercotrichas galactotes</i>	323	<i>Hieraetetus fasciatus</i>	154
<i>Ciconia nigra</i>	71	<i>Hippolais pallida</i>	339
<i>Circus pygargus</i>	138	<i>Hydrobates pelagicus</i>	55
<i>Columba bollii</i>	276	<i>Jynx torquilla</i>	299
<i>Columba junoniae</i>	279	<i>Lagopus mutus</i>	173
<i>Columba oenas</i>	272	<i>Lanius meridionalis</i>	351
<i>Coracias garrulus</i>	297	<i>Lanius minor</i>	349
<i>Corvus corax canariensis</i>	363	<i>Lanius senator</i>	354
<i>Corvus frugilegus</i>	362	<i>Larus audouinii</i>	242
<i>Coturnix coturnix</i>	189	<i>Larus genei</i>	240

<i>Limosa limosa</i>	234	<i>Porzana parva</i>	196
<i>Locustella luscinioides</i>	332	<i>Porzana porzana</i>	195
<i>Marmaronetta angustirostris</i>	100	<i>Porzana pusilla</i>	198
<i>Milvus migrans</i>	116	<i>Pterocles alchata</i>	269
<i>Milvus milvus</i>	120	<i>Pterocles orientalis</i>	265
<i>Neophron percnopterus</i>	129	<i>Puffinus assimilis baroli</i>	51
<i>Neophron percnopterus majorensis</i>	131	<i>Puffinus mauretanicus</i>	46
<i>Netta rufina</i>	104	<i>Puffinus puffinus</i>	45
<i>Numenius arquata</i>	236	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax barbarus</i>	361
<i>Oceanodroma castro</i>	57	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax erythroramphus</i>	357
<i>Oenanthe hispanica</i>	329	<i>Rissa tridactyla</i>	245
<i>Otis tarda</i>	209	<i>Saxicola dacotiae</i>	327
<i>Oxyura leucocephala</i>	111	<i>Saxicola dacotiae muielae</i>	382
<i>Pandion haliaetus</i>	157	<i>Sterna albifrons</i>	255
<i>Panurus biarmicus</i>	341	<i>Sterna hirundo</i>	252
<i>Parus caeruleus degener</i>	344	<i>Sterna sandvicensis</i>	250
<i>Parus caeruleus ombriosus</i>	348	<i>Streptopelia turtur</i>	281
<i>Parus caeruleus palmensis</i>	347	<i>Tadorna ferruginea</i>	84
<i>Pelagodroma marina hypoleuca</i>	53	<i>Tadorna tadorna</i>	87
<i>Perdix perdix hispaniensis</i>	185	<i>Tetrao tetrax</i>	382
<i>Phalacrocorax aristotelis aristotelis</i>	60	<i>Tetrao urogallus aquitanicus</i>	179
<i>Phalacrocorax aristotelis desmarestii</i>	62	<i>Tetrao urogallus cantabricus</i>	176
<i>Phoenicopterus ruber</i>	79	<i>Tetrax tetrax</i>	202
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	325	<i>Tringa totanus</i>	237
<i>Platalea leucorodia</i>	76	<i>Turnix sylvatica</i>	193
<i>Plegadis falcinellus</i>	74	<i>Tyto alba gracilirostris</i>	286
<i>Podiceps nigricollis</i>	34	<i>Uria aalge</i>	261

Índice de nombres en castellano

Agachadiza Común.....	232	Corredor Sahariano.....	223
Águila Imperial Ibérica.....	145	Cuchara Común.....	97
Águila Pescadora.....	157	Cuervo.....	363
Águila Real.....	151	Charrán Común.....	252
Águila-Azor Perdicera.....	154	Charrán Patinegro.....	250
Aguilucho Cenizo.....	138	Charrancito Común.....	255
Aguja Colinegra.....	234	Chorlitejo Patinegro.....	228
Alcaraván Común.....	216	Chorlito Carambolo.....	231
Alcaraván Común (Canarias).....	219, 221	Chova Piquirroja.....	357, 361
Alcaudón Común.....	354	Elanio Común.....	113
Alcaudón Chico.....	349	Escribano Palustre Iberoriental /	
Alcaudón Real Meridional.....	351	Escribano Palustre Iberoccidental.....	378
Alcotán Europeo.....	166	Escribano Palustre Norteño.....	379
Alimoche Canario.....	131	Espátula Común.....	76
Alimoche Común.....	129	Flamenco.....	79
Alondra Ricotí.....	309	Focha Moruna.....	199
Alzacola.....	323	Fumarel Cariblanco.....	257
Ánade Rabudo.....	93	Fumarel Común.....	259
Ansar Campestre de la Tundra.....	82	Gallo-Lira Común.....	382
Arao Común.....	261	Ganga Ibérica.....	269
Archibebe Común.....	237	Ganga Ortega.....	265
Avetoro Común.....	65	Garcilla Cangrejera.....	69
Avutarda Común.....	209	Gavilán Común.....	142
Avutarda Hubara (Canaria).....	207	Gaviota de Audouin.....	242
Bigotudo.....	341	Gaviota Pico fina.....	240
Búho Campestre.....	289	Gaviota Tridáctila.....	245
Buitre Negro.....	134	Graja.....	362
Busardo Ratonero.....	143	Grévol Común.....	381
Buscarla Unicolor.....	332	Grulla Común.....	382
Camachuelo Trompetero.....	373, 375	Grulla Damisela.....	382
Canastera Común.....	225	Halcón Borní.....	381
Carraca Europea.....	297	Halcón de Eleonora.....	169
Carricerín Cejudo.....	337	Halcón Tagarote.....	171
Carricerín Real.....	334	Herrerillo Común.....	344, 347, 348
Cerceta Carretona.....	95	Lagópodo alpino.....	173
Cerceta Común.....	89	Lechuza Común.....	286
Cerceta Pardilla.....	100	Malvasía Cabeciblanca.....	111
Cernícalo Primilla.....	161	Martín Pescador Común.....	294
Cernícalo Vulgar.....	164	Milano Negro.....	116
Cigüeña Negra.....	71	Milano Real.....	120
Codorniz Común.....	189	Mochuelo Boreal.....	291
Colimbo Grande.....	33	Morito común.....	74
Colirrojo Real.....	325	Ostrero Canario.....	382
Collalba Rubia.....	329	Ostrero Euroasiático.....	214
Cormorán Moñudo.....	60	Pagaza Piconegra.....	247
Cormorán Moñudo del Mediterráneo.....	62	Paño de Madeira.....	57

Paño Europeo.....	55	Pinzón Vulgar	366, 368
Paño Pechialbo	53	Polluela Bastarda.....	196
Paloma Rabiche	279	Polluela Chica.....	198
Paloma Turqué.....	276	Polluela Pintoja	195
Paloma Zurita.....	272	Porrón Pardo.....	108
Pardela Balear.....	46	Quebrantahuesos	125
Pardela Cenicienta	39, 43	Sisón Común.....	202
Pardela Chica.....	51	Tarabilla Canaria.....	327, 382
Pardela Pichoneta	45	Tarro Blanco	87
Pato Colorado	104	Tarro Canelo	84
Perdiz Griega	382	Terrera Común	312
Perdiz Pardilla	185	Terrera Marismeña	315, 318, 321
Perdiz Roja	182	Torcecuello Euroasiático.....	299
Petrel de Bulwer	37	Torillo Andaluz.....	193
Pico Dorsiblanco.....	307	Tórtola Común.....	281
Pico Mediano	304	Urogallo Cantábrico.....	176
Pico Picapinos de Gran Canaria.....	301	Urogallo Pirenaico.....	179
Pico Picapinos de Tenerife.....	302	Vencejo Cafre.....	293
Pigargo Europeo	381	Zampullín Cuellinegro.....	34
Pinzón Azul de Gran Canaria.....	370	Zarapito Real.....	236
Pinzón Azul de Tenerife.....	372	Zarcero Pálido	339