

Seguimiento
de Aves

6



El carricerín real en España

I Censo Nacional (2005)



SEO/BirdLife
www.seo.org

El carricerín real en España. I Censo Nacional (2005)

Autores: Joan Castany y Germán López

Fotografía de portada: Quique Marcelo

Diseño: Eugenio Sánchez Silvela

Coordinación editorial: Josefina Maestre (SEO/BirdLife)

Coordinación de la colección: Juan Carlos del Moral (SEO/BirdLife)

Impresión: SA de Litografía

Traducción al inglés: Dolores Hedo, Ann Dishington y Lamorna Zambellas.

© Fotografías interior: Quique Marcelo y Joan Castany

© Dibujos: Juan Varela Simó

Cita recomendada:

Castany, J. y López, G. 2006. El carricerín real en España. I Censo Nacional (2005). SEO/BirdLife. Madrid.

© SEO/BirdLife

C/ Melquiades Biencinto, 34

28053 Madrid

Tel. 914340910 – Fax 914340911

seo@seo.org - www.seo.org

Reservados todos los derechos. No se puede reproducir ninguna parte de esta publicación, ni almacenar en cualquier sistema de reproducción, ni transmitir de ninguna forma ni bajo ningún concepto, mecánicamente, en fotocopias, en grabación, digital o de ninguna otra manera sin el permiso de los propietarios de los derechos de autor.

I.S.B.N.: 84-934018-6-2

Depósito legal: B-49.790-2006

Impreso en España/Printed in Spain

El carricerín real en España

I Censo Nacional (2005)

Autores:

Joan Castany i Àlvaro y Germán López Iborra

Coordinación nacional del censo:

Juan Carlos del Moral

Proyecto promovido y publicado por:



SEO/BirdLife

Publicación patrocinada por:



SWAROVSKI
OPTIK

Con la colaboración de:



GENERALITAT VALENCIANA
CONSELLERIA DE TERRITORI I HABITATGE

ÍNDICE GENERAL

Prólogo.....	6
Agradecimientos	8
Introducción	12
Metodología.....	18
Resultados generales	24
Resultados por comunidades autónomas.....	32
Recomendaciones para la gestión adecuada de las zonas de nidificación del carricerín real	46
Metodología de censo recomendada	48
Estado de conservación	52
Resumen	55
Summary	58
Colaboradores	61
Bibliografía	63

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución mensual de carricerines reales franceses invernantes en España	15
Figura 2. Movimientos de carricerines reales anillados en el P. N. del Prat de Cabanes-Torreblanca y recuperados en otras localidades (excepto Francia).....	17
Figura 3. Localidades seleccionadas para censar y localidades visitadas en el censo de carricerín real de España en el año 2005.....	18
Figura 4. Abundancia por comunidades de carricerín real en el censo de 2005.	25
Figura 5. Abundancia por humedal de carricerín real en el censo de 2005.	26
Figura 6. Variación interanual de la densidad de carricerín real basada en resultados de transectos estimada con el programa Distance en dos localidades del P. N. del Prat de Cabanes-Torreblanca.	28

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Distancia y número de recuperaciones entre el Prat de Cabanes-Torreblanca y otras localidades ibéricas.....	17
Tabla 2. Población estimada (parejas) para cada comunidad autónoma en 2005 comparada con la estima de la década de 1990, obtenida a partir de la recopilación de datos publicados.....	24
Tabla 3. Estimas de abundancia o presencia en humedales para los que se dispone de información en algún año anterior al de este estudio.....	29
Tabla 4. Número de transectos realizados en humedales litorales y total de kilómetros recorridos.....	31
Tabla 5. Número de contactos obtenidos en cada humedal litoral con carricerín real y carricero común.....	33
Tabla 6. Densidad de carricerines reales (individuos/ha) detectados como machos cantando o sin sexar.....	34
Tabla 7. Población estimada de carricerín real en humedales de comunidades litorales.....	37
Tabla 8. Humedales prospectados en comunidades autónomas sin costa.....	44

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo I. Localidades con referencia de cría posible, probable o segura de carricerín real.....	67
Anexo II. Fichas de campo utilizadas en el I censo de carricerín real de 2005.....	69

PRÓLOGO

Con la publicación de este volumen de la colección de monografías sobre *Seguimiento de aves*, SEO/BirdLife inicia la difusión de los resultados de todos los censos realizados en 2005. El trabajo de seguimiento de este año ha sido especialmente intenso; además del censo de carricerín real, se han abordado los de seis especies más a escala estatal: escribano palustre, sisón, ganga ibérica, ganga ortega, milano negro y águila perdicera. Además, se contará con otra publicación que incluye la última información disponible sobre el urogallo.

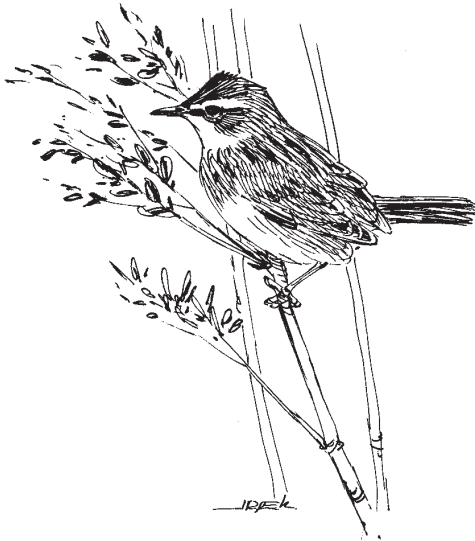
La participación de colaboradores en el trabajo de campo y la implicación de las comunidades autónomas en esta tarea iniciada en 2004 es cada vez mayor. También la Dirección General para la Biodiversidad ha confiado en la metodología establecida por SEO/BirdLife para actualizar el Inventario Nacional de Hábitat y Taxones: la realización de seguimientos específicos en lugar de la revisión y actualización de información de cuadrículas por regiones. Así, empieza a consolidarse la ambiciosa labor de disponer de la información básica de todas las especies españolas de forma periódica y así, en unos años se dispondrá de datos más objetivos que los disponibles hasta ahora para conocer su estado de conservación.

La información aportada por este censo es importante en sí misma, pero sumada a la recopilada por otras personas que han aportado su esfuerzo e interés personal en el seguimiento local de la especie, permiten que el estado de conservación del carricerín real pueda ser conocido con un detalle mucho más preciso de lo que lo había sido hasta ahora. Los trabajos realizados por esas personas, han sido de gran importancia para comprender y completar la información recogida en este censo, además de facilitar el trabajo que se ha vuelto a realizar en esta ocasión con la especie. Gracias a estas iniciativas individuales se llegan a identificar prioridades de censo (especies a seguir) y estudios más profundos que son necesarios abordar y realizar, y permitirán contribuir de una forma más efectiva en la conservación de los taxones que lo requieran.

El carricerín real, gracias a estos trabajos, empieza a constituir uno de los ejemplos de especies de “pequeño tamaño” y “difícilmente cuantificables” a los que hay que prestar mayor atención. Sin olvidarnos de nuestras especies emblemáticas como las grandes águilas y otras “grandes aves”, debemos ser conscientes de que estamos perdiendo biodiversidad a gran velocidad de una forma mucho más silenciosa de lo que nos muestran los declives de las especies más llamativas. És-

tas, como ya han demostrado en distintos casos, son relativamente fáciles de recuperar con actuaciones directas sobre ellas porque su carisma permite invertir medios económicos en conservarlas. Pero, ¿podemos confiar en que se destinen los mismos medios para frenar el declive y evitar la desaparición de especies como el carricerín real? Desgraciadamente, en la actualidad no es probable que así ocurra. No obstante, estos censos permiten dar la alarma y llamar la atención de los gestores para que comiencen a pensar en diseñar políticas diferentes.

Juan Carlos del Moral



Carricerín Real.

AGRADECIMIENTOS

De la coordinación del censo

Este censo se ha hecho con la colaboración de un grupo de participantes voluntarios que han dedicado gran parte de su tiempo en contribuir a recopilar información de una especie muy poco conocida y difícil como el carricerín real. En este caso, dado lo complicado que es identificar y muestrear esta especie, no han sido tan numerosos como en otras ocasiones, pero sin su labor el censo no sería tan completo como lo es.

Este trabajo ha contado con el apoyo financiero de la Dirección General para la Biodiversidad del Ministerio de Medio Ambiente y de la Comunidad Valenciana.

Agradecemos a Swarovski el apoyo financiero a esta publicación igual que ya hizo con los números anteriores de esta colección.

SEO/BirdLife agradece a los dos autores la ilusión, el interés y el esfuerzo con que abordaron este censo desde sus primeros planteamientos hasta las últimas revisiones de maquetación.

Todos los textos originales fueron revisados y corregidos por Ana Bermejo, Blas Molina, David Palomino y Juan Carlos del Moral, además de por los autores. Alberto Madroño revisó la valoración del estado de conservación establecido para la especie. Dolores Hedo, Ann Dishington y Lamorna Zambellas, también dedicaron parte de su tiempo a la realización y revisión de los textos en inglés aquí incluidos.

Por último, agradecemos a Quique Marcelo el esfuerzo realizado para conseguir las fotos que apenas existen en nuestro país de esta especie. Su gran experiencia e ilusión han hecho posible conseguir imágenes que nos dejan ver cómo es el carricerín real y adornar esta monografía.

Los datos de anillamiento y recuperaciones proceden del Banco de Datos de la Oficina de Especies Migratorias de la Dirección General para la Biodiversidad (Ministerio de Medio Ambiente).

De los autores

Después de muchos años dedicados al carricerín real (17 hasta la fecha), nos resulta más que satisfactorio que el coordinador de SEO/BirdLife al efecto, Juan Carlos del Moral, nos haya encargado buena parte del trabajo de campo y la redacción del presente manuscrito. A él, y a la institución que representa, que ha llevado adelante la interesante iniciativa de realizar un exhaustivo censo de especies de aves con problemas de conservación, nuestro más sincero agradecimiento.

Los años de experiencia, sobre todo en censos, nos han llevado a diseñar protocolos un tanto exigentes no solo en la determinación de fechas sino también en la manera de tomar y procesar los datos. La realización de las prospecciones no hubiera sido posible sin una amplia infraestructura de personas, conocedoras tanto como nosotros o más de la especie, que nos han acompañado por sus habituales espacios de estudio. Así, anilladores, agentes mediambientales, guardas de cotos, responsables y empleados de parques naturales han hecho posible los censos en los años 2005 y 2006. Unas veces facilitando estancias, aportando datos, cartografías, bicicleta, tirando de percha, realizando segundos muestreos y las más de las veces acompañándonos en lo que habitualmente es una tarea solitaria de censo; a todos ellos y a las instituciones que en algunos casos representan, queremos recordarlos con gratitud.

Maties Rebassa y Pere Vicens nos proporcionaron apoyo logístico y bibliográfico para los muestreos en el P. N. S'Albufera de Mallorca (Mallorca), y además repitieron parte de los transectos en este humedal. Raül Escandell nos informó sobre la situación de la especie en Prat de Son Bou (Menorca) y Carles Santana hizo lo propio respecto a Ses Feixes (Ibiza). Manolo Suárez y José Luís Martínez nos proporcionaron bibliografía e información sobre S'Albufereta de Pollença (Mallorca).

Jordi Martí-Aledo nos informó telefónicamente de lo que acontecía en el P. N. dels Aiguamolls de l'Empordà (Girona). David Bigas, siempre nos acompañó en los censos realizados en el Delta del Ebro (Tarragona) ofreciéndonos, además, informaciones y contactos al respecto de la situación particular de este humedal. Iván Sánchez y Joan Antoni Muyas, el "mestre", también nos guiaron por la zona. Este último, además, nos proporcionó información sobre la situación de la especie en la marjal de Peñíscola (Castellón), donde mantiene una estación de anillamiento de esfuerzo constante.

Miguel Tirado, Gregorio Ros y Jesús Tena, realizaron transectos en el P. N. del Prat de Cabanes-Torreblanca (Castellón) aportando, no solo información adicional, sino también contraste con nuestros propios datos, tanto de transectos como de anillamientos.

José Antonio Peris invirtió una calurosa mañana del tiempo libre que le permitió la imprenta en acompañarnos por los entresijos de la Marjal dels Moros (Valencia). Pero si alguien sudó la camiseta en toda esta historia fue Nacho Dies, ya que además de aportar sus buenas dotes como censador, tiró de percha por todo el P. N. de la Albufera de Valencia. Además, no tuvo bastante con ayudarnos en 1994, sino que también repitió en 2005 y 2006. ¡Formidable! Le sustituyeron algún día Miquel Chardí y Lluís Marco. Carlos Oltra y Juan A. Gómez añadieron al evento información adicional sobre la especie y cartografías. Juanito Monrós hizo lo propio en el P. N. de Pego i Oliva y la marjal de Xeresa (Valencia), en esta última con permiso de la Associació de Caça i Tir Mondúver. Las estrategias con los vehículos fueron importantes como recurso al efecto de agilizar movimientos por las zonas.

José Luis Echevarría fue fundamental para organizar los muestreos en El Hondo y Salinas de Santa Pola (Alicante) e Ismael Gallardo y Ernesto Pérez contactaron

© Joan Castany



Los autores, Joan Castany (izquierda) y Germán López (centro) junto a Juan Carlos Rubio en el censo realizado en la Dehesa de Monreal (Toledo).

con algunos de los propietarios de estos humedales y nos acompañaron en algunos censos. Luis Fidel también colaboró en este sentido y además en la identificación de las manchas de vegetación para su digitalización. Antonio Sáez nos acompañó y orientó en los censos en las lagunas de la Mata y Torrevieja (Alicante). Roque Belenguer, Ernesto Pérez e Ismael Gallardo colaboraron en los muestreos de El Hondo y Santa Pola durante 2006. Juan Carlos Aranda autorizó y apoyó la realización del estudio en el Paraje Natural Municipal del Clot de Galvany (Alicante) y Carlos Sancho nos asesoró en la planificación del trabajo de campo. José Emilio Martínez, de la Universidad de Alicante, nos aportó informaciones cartográficas.

Alejandro Rodríguez-Barbero nos acompañó por el Parque Nacional de Tablas de Daimiel (Ciudad Real), mostrándonos, además, la cara ecológicamente triste del humedal. Juan Carlos Rubio, propietario de la Dehesa de Monreal (Toledo), nos guió por la zona al tiempo que filmaba nuestros quehaceres. Es curioso, pero es la única foto conjunta que disponemos de todos los censos. Y Enrique, guarda de la laguna de El Masegar (Toledo), también nos guió por este enclave manchego.

Haber compartido con ellos horas y horas de campo o la idea de que el buen censo es un paso previo a una buena política de conservación, ha sido un placer. Nos hemos considerado, además, unos afortunados al habernos “pateado” una buena parte de los humedales ibéricos e insulares haciendo lo que más nos gusta, que no es otra cosa que el contar pájaros a la espera de que este gran esfuerzo compartido sirva de algo.



INTRODUCCIÓN

La posibilidad de llevar a cabo censos nacionales permite, si se es capaz de encajar todas las piezas de lo que acaba siendo un gran puzzle, mejorar enormemente el conocimiento sobre la distribución y abundancia de una especie, y, por ende, actuar sobre ella si su particular circunstancia lo requiere.

La calidad y cantidad de muestreos para especies difíciles de detectar e identificar han ido aumentando considerablemente en las últimas décadas, lo que ha permitido disponer también de informaciones más exactas y fidedignas en estos casos. Ésta es la situación del carricerín real, especie protagonista de esta monografía. A pesar de tratarse de un pequeño passeriforme palustre, su presencia puede localizarse con cierta facilidad, salvando las dificultades de identificación, ya que está presente únicamente en algunas zonas húmedas. Aún así, no es factible censar el 100% de individuos de cada zona muestreada por la biología de la especie y por la estructura y accesibilidad de los humedales. Por ello, a partir de la prospección de una parte importante de los espacios naturales en los que está presente, aplicando un protocolo estandarizado de censo, se ha realizado *a posteriori* la extrapolación de los datos obtenidos para optimizar los resultados y obtener una cifra comparable en el futuro. Las cuantificaciones presentadas para la especie en esta monografía, a pesar de haber intentado establecer metodologías de seguimiento muy exhaustivas, no están exentas, ni mucho menos, de errores. Censos futuros permitirán valorar los resultados que aquí se discuten. Estamos convencidos de que los datos descritos se aproximan mucho a la presencia real de la especie en nuestros humedales. Y valga, dicho sea de paso, al carricerín real no le están yendo bien las cosas.

Distribución

El carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*) es un passeriforme palustre de distribución turquestano-mediterránea que concentra la mayor parte de sus poblaciones de forma discontinua en lagunas litorales, marjales costeros, 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: *A. m. melanopogon*, ubicada en Europa y *A. m. mimica* que ocupa el sureste de Rusia, Asia central, este de Turquía, Cáucaso y Oriente Medio (Cramp, 1992). Su distribución es irregular en algunas islas mediterráneas. Está presente durante todo el año en las islas de Mallorca y Menorca (Ferrer *et al.*, 1986; Cramp, 1992; Taylor, 1994; Vi-



Raramente se observa el carricérin real al descubierto como en esta ocasión. Suele estar oculto entre la vegetación.

cens y Mayol, 1995; Castany y López, 1996), cría e inverna en Córcega (Rocamora y Yeatman-Berthelot, 1999) y se la cita en Cerdeña, Sicilia, Creta, y durante los pasos en Malta y Chipre (Cramp, 1992).

En España, además de las ya mencionadas referencias insulares, la especie se distribuye también por la Península. Antecedentes sobre dicha distribución pueden encontrarse en los atlas de aves reproductoras anteriores (Purroy, 1997; Martí y Del Moral, 2003), si bien la presente monografía avanza en la profundización de dichas estimas repitiendo censos y revisando y analizando exhaustivamente los datos.

Migratología

Es el único *Acrocephalus* europeo considerado migrador parcial, que realiza movimientos de corta distancia. La migratología del carricérin real es particularmente bien conocida para las poblaciones del lago austrohúngaro de Neudsiidler, de las marismas de la Camarga en Francia, y más recientemente para la población del Prat de Cabanes-Torrelblanca. En el primer caso los desplazamientos se producen hacia los humedales serbio-bosnios e italianos, incluida la isla francesa de Córcega (Castany y López, 2003). En la población francesa de la Camarga, parte de los individuos se desplazan durante la invernada (de octubre a marzo) hacia los humedales del litoral mediterráneo peninsular (figura 1).

Las poblaciones españolas de la Península y de Baleares presentan un comportamiento migratorio diferente. El hecho de no disponer de recuperaciones de las poblaciones Baleares en el continente, a pesar de que se ha anillado con intensidad, sugiere que no abandonan las islas (Aymí, 1991). La presencia en Menorca y en Ibiza (Ses Feixes), posiblemente responda a colonizaciones de la población mallorquina de S'Albufera de Mallorca (Ferrer *et al.*, 1986). En lo que respecta a los movimientos de las poblaciones ibéricas, el caso más documentado es el de la población del P. N. del Prat de Cabanes-Torreblanca (Castellón; figura 2). De hecho el 91% de las recuperaciones de aves anilladas (N = 90) están relacionadas en su anillamiento o recuperación con este humedal (tabla 1).

Reproducción y selección de hábitat

El carricerín real puede estar presente durante todo el año en algunos de los espacios naturales en los que nidifica y que presentan condiciones semejantes (Leisler, 1973; Taylor, 1994; Martínez-Vilalta *et al.*, 1998; Castany y López, 2002). Esta presencia (abundancia) muestra, no obstante, patrones estacionales variables que se reflejan interanualmente en transectos y capturas (Castany, 2003).

Análisis realizados sobre la fenología reproductora teniendo en cuenta placas incubatrices (Castany, 2003), sugieren la existencia de variaciones interanuales en el inicio de la reproducción debidas a los efectos de las variables climáticas (lluvias y temperatura). Concretamente, en el P. N. del Prat de Cabanes-Torreblanca la fecha media de aparición de placas en dos localidades del mismo parque son el 19 de abril (sd = 15,62, N = 10) y el 14 de mayo (sd = 7,64, N = 5), (Rango = 19 de marzo a 26 de mayo). Este dato sugiere que puedan existir diferencias en el número de puestas entre áreas. Las referencias bibliográficas para las poblaciones europeas muestran también diferencias en cuanto a la fenología reproductiva en función de la localidad (Leisler, 1973; Hoeger, 1973; Harrison, 1983; Blondel y Isenmann, 1981; Baccetti, 1985; Cramp, 1992; Guzzon, 1997; Quaglierini, 1999). El carricerín real inicia, así, el periodo de cría más temprano que las otras especies de su género (Castany, 2003).

Esta especie es más selectiva en cuanto al hábitat de nidificación que los otros congéneres con los que suele coexistir (*Acrocephalus scirpaceus* y *A. arundinaceus*). Su presencia en humedales podría estar asociada a la existencia de zonas con vegetación palustre próximas a superficies de agua libre y de calidad (carrizales, 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 enea (*Typha dominguensis*), masiega (*Cladium mariscus*) y juncos (*Juncus* sp., *Scirpus* sp.). Diversos estudios (Castany, 2003) han demostrado que el encharcamiento es fundamental para la ecología reproductora de la especie, que puede incluso abandonar prematuramente las áreas de cría si el carrizal se deseca, lo que puede condicionar una buena gestión de las zonas donde habita para asegurar su supervivencia.

El marcado de aves en dos estaciones de anillamiento de esfuerzo constante en el P. N. 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 (Castany, 2003), lluvias que tienen un efecto importante sobre el nivel hídrico de este humedal. El encadenamiento de dos años seguidos de sequía con el consiguiente bajo éxito reproductor, ha sido con toda probabilidad el desencadenante de la disminución de la especie en el Prat de Cabanes-Torreblanca (Castany, 2003).

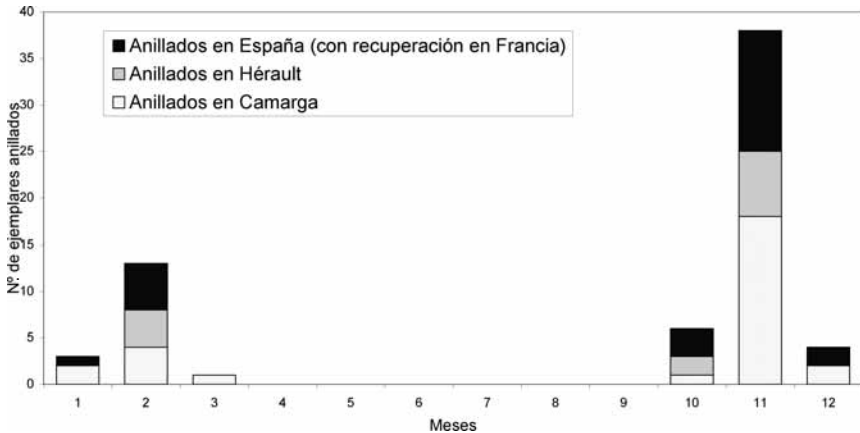


Figura 1. Distribución mensual de carricerines reales franceses invernantes en España (incluye anillados en España con recuperaciones en Francia y los anillados en Hérault y Camarga).

Objetivos

En este trabajo los objetivos perseguidos han sido:

- Realización de una estima del tamaño de la población reproductora de carricerín real en la península Ibérica e islas Baleares.
- Intentar dar continuidad al seguimiento de la población de la especie ya iniciado en algunas localidades. Sería muy importante llevar a cabo protocolos metodológicos coherentes, y en la medida de lo posible imitables y fáciles de desarrollar, que permitan posteriores comparaciones. También este seguimiento debe realizarse sobre la estructura física de cada humedal habitado por la especie.
- Puesta a disposición de las administraciones central y autonómicas de datos científicos lo más ajustados posible a las diferentes realidades naturales, para que ejerzan su labor de gestores de fauna y hábitat y aseguren el mantenimiento de nuestra biodiversidad.
- Facilitar el acceso a un amplio público, no necesariamente especializado en ornitología, mediante la colección *Seguimiento de aves*, a la información habitualmente solo disponible en revistas muy especializadas. Es cierto que no resulta fácil combinar el lenguaje científico con el divulgativo, pero conviene que el público de a pie se plantee ante una situación crítica de una especie o de un espacio: "¿Qué puedo hacer?" o "¿Cómo puedo colaborar?". La concienciación ciudadana arranca en la información. Y por supuesto es importante que el socio de SEO/BirdLife, potencial lector número uno de estas monografías, vea justificada su inversión en obras concretas paralelas a *La Garcilla* y *Ardeola*.



Figura 2. Movimientos de carricerinas reales anilladas en el P. N. del Prat de Cabanes-Torreblanca y recuperados en otras localidades (excepto Francia).

	Distancia		Anillados en Prat	Recuperados en Prat
	km	N.º de rec.		
Aiguamolls (Gerona)	338	1	0	1
Sariñena (Huesca)	186	2	1	0
Delta del Ebro (Tarragona)	83	28	15	13
Peñiscola (Castellón)	30	2	2	0
Goles Millars (Castellón)	32	15	9	6
Marjal del Moro (Valencia)	69	27	9	18
Albufera de Valencia (Valencia)	100	3	1	2
Pego-Oliva (Valencia)	145	1	1	0
El Hondo (Alicante)	231	2	1	1
Motril (Granada)	500	1	1	0

Tabla 1. Distancia y número de recuperaciones de aves anilladas entre el Prat de Cabanes-Torreblanca y otras localidades ibéricas.

METODOLOGÍA

Las localidades seleccionadas para su prospección fueron todas aquellas para las que había alguna referencia de posible reproducción (figura 3). Estas localidades fueron recopiladas mediante búsqueda de citas publicadas y mediante cesión de referencias por personas que han trabajado en época reproductora en censos de aves acuáticas. Una vez hecha esta recopilación, se realizó una asignación de zonas a determinados censadores bien directamente, bien a través de coordinadores regionales (véase apartado de colaboradores).



Figura 3. Localidades seleccionadas para censar y localidades visitadas en el censo de carricerín real en el año 2005. Su listado se incluye en el anexo I.

El procedimiento general empleado para estimar el tamaño de las poblaciones de carricerín real consistió en obtener, en primer lugar, una estima de su densidad media en cada humedal. Posteriormente, a partir de datos referentes a la extensión de hábitat potencial en cada zona húmeda y utilizando el valor de densidad calculado, se obtuvo una estima para la población en cada localidad.

Para planificar el estudio es necesario tener en cuenta, entre otros factores, la densidad esperada de la especie de estudio y, por tanto, el número esperado de individuos que se podrían detectar con diferentes esfuerzos de muestreo. En el caso de la especie que nos ocupa es previsible su presencia con densidades bajas, por lo que el método a emplear pretende maximizar la relación entre la superficie de área prospectada y la cantidad de esfuerzo dedicado, de manera que se pueda obtener el mayor número de contactos posible con la especie. Por otra parte, en la mayoría de animales, y en los paseriformes palustres en particular, es evidente que cualquier observador es incapaz de detectar todos los individuos presentes en un área, por lo que el número contactado en el campo fue corregido según la información que se podía obtener sobre su detectabilidad.

Teniendo en cuenta estas consideraciones y dado que el trabajo de campo se hizo en gran parte con personal especializado, se seleccionó el transecto como método de muestreo, pues éste permite prospectar un área más amplia por unidad de tiempo que la estación de escucha, ya que en éstas, el tiempo dedicado al desplazamiento entre estaciones no se emplea en la detección de individuos. Las estaciones, no obstante, pueden tener ventajas en numerosas situaciones, como por ejemplo cuando se pretende relacionar la presencia o abundancia de la especie con variables descriptivas de su hábitat, pero este aspecto en este caso está bien estudiado (Castany, 2003). Por otra parte, los datos recogidos en los transectos permiten, al igual que los de las estaciones de escucha, conocer la probabilidad de detección de los animales si se estima su distancia a la línea de progresión del observador, por lo que también son adecuados para obtener estimas de densidad que se puedan transformar en abundancias totales a partir del conocimiento del área ocupada por el tipo de hábitat prospectado. Ésta fue pues, la metodología seleccionada, que se describe con mayor detalle en los apartados siguientes.

Metodología de los transectos

Las estimas de densidad fueron obtenidas a partir de transectos seleccionados dentro de los hábitats potenciales de los humedales de estudio. Se consideraron como hábitats potenciales las formaciones de helófitos encharcadas existentes en los diversos humedales: masas de carrizo (*Phragmites australis*), eneas (*Typha* sp.), masiegas (*Cladium mariscus*) o juncales (*Juncus* sp. y *Scirpus* sp.). No se incluyeron las áreas de saladar ya que no son hábitats que utilice la especie. Las formaciones de helófitos mencionadas pueden estar encharcadas o no en dife-

rentes temporadas en función de la pluviometría de cada año, y resultaría muy difícil estimar para cada humedal exclusivamente la superficie con vegetación adecuada y con agua durante una temporada concreta, que sería realmente el hábitat potencial. Por tanto, la selección de los transectos no se limitó a las áreas en las que la vegetación palustre estuviese dentro de la lámina de agua, sino que se pretendió que fuera representativa de la distribución de áreas secas y encharcadas en la primavera de estudio.

El muestreo de paseriformes palustres resulta muy condicionado también por la accesibilidad de las formaciones vegetales que ocupa, ya que a menudo son difícilmente penetrables a pie por la densidad y estructura de la vegetación, y en otras ocasiones es necesario disponer de algún tipo de embarcación para llegar a ellas. Por tanto, en la mayoría de ocasiones los recorridos se situaron sobre caminos preexistentes que bordeaban los diferentes cuerpos de agua de los humedales. Esto dió lugar a dos situaciones: i) que un recorrido rodeara exteriormente a un humedal, e incluyera solo hábitat potencial a uno de los lados, o ii) que éste penetrara en la zona húmeda y así existiera el hábitat requerido a ambos lados del transecto. En cada uno de los recorridos se registró si se censaba uno o dos lados de la proyección del observador y este dato se tuvo en cuenta para el cálculo de densidad, ya que evidentemente la superficie prospectada en cada caso es distinta.

En el caso del P. N. de la Albufera de Valencia, por su especial estructura, los transectos se realizaron necesariamente desde barca valenciana, bordeando las formaciones de vegetación palustre. Otro caso particular fue el P. N. de las Lagunas de Torrevieja y La Mata, humedal en el que, debido a la alta salinidad del agua, el carrizo no forma un cinturón palustre continuo, sino formaciones aisladas y no muy extensas allá donde las condiciones ambientales lo permiten. En este caso fue imposible realizar transectos con la suficiente longitud y el muestreo consistió en visitar todas las formaciones consideradas potenciales, y cada cierto tiempo se emitió el canto de la especie artificialmente para su detección puntual, tras una escucha inicial sin reclamo.

Dada la baja densidad de la especie, se consideró *a priori* muy conveniente realizar un mínimo de 5 km de transectos por humedal, lo que fue posible en la mayoría de ellos, pero no en los más pequeños. En otros casos, la longitud total de los transectos realizados resultó limitada por la dificultad de obtener permisos en diversas propiedades que incluían hábitat potencial.

Los transectos se realizaron siempre durante las primeras cuatro horas de la mañana. Para cada contacto se estimó la distancia perpendicular desde el ave a la línea del recorrido. La distribución de estas distancias permitió estimar una función de detectabilidad que representa cómo variaba la probabilidad de detectar un individuo en función de su distancia al observador. Esta detectabilidad fue calculada para cada humedal independientemente. Se asumió que esta probabilidad es uno para los contactos situados a distancia cero del recorrido y que disminuye al aumentar su distancia al mismo. Lógicamente esta función puede diferir entre hábitats y especies, y dentro de una misma especie entre machos que cantan y otros individuos. A partir de esta función de detectabilidad se estimó la probabilidad de detección y la densidad, como se describe más adelante.

En el caso de poblaciones poco abundantes, como suele suceder frecuentemente al estudiar especies amenazadas, es posible utilizar los contactos con especies parecidas y de las que se pueda presumir que tienen una detectabilidad similar, para aumentar el número de contactos disponibles para estimar la curva de detectabilidad de la especie objetivo. En este caso, el carricerín real coexiste en gran parte de los humedales estudiados con el carricero común (*Acrocephalus scirpaceus*), especie de tamaño y de potencia de canto parecida al carricerín real y que aparentemente podría presentar una probabilidad de detección similar. Por tanto, se registraron también los contactos con esta especie y se utilizaron para estimar dicha función cuando los contactos con carricerines fueron escasos.

Periodo de muestreo

Los cantos territoriales de machos de carricerín real se pueden escuchar ya a finales de invierno, pero éstos, en parte, corresponden a individuos invernantes. Por ello, los muestreos no se realizaron antes de la segunda quincena de marzo. Además, existe un paso migratorio del carricerín común (*A. schoenobaenus*) a través de la Península y Baleares entre febrero y mayo. Esta especie podría ser confundida fácilmente con el carricerín real en determinadas circunstancias y en función de la experiencia previa del observador. Para evitar en lo posible este problema, se estableció como periodo de realización de los censos del 20 de abril al 31 de mayo. No obstante, los autores realizaron visitas a algunos humedales a partir de los últimos días de marzo.

Algunos humedales de la Comunidad Valenciana y de Castilla-La Mancha fueron muestreados nuevamente durante 2006, si bien en algunos casos no se realizaron todos los recorridos hechos en 2005. Estos resultados también se han incluido ya que proporcionan información sobre el grado de variación interanual de la abundancia de la especie.

Análisis de datos

En la mayoría de situaciones el observador es incapaz de detectar a todos los individuos que componen una población, como se ha comentado anteriormente, por lo que las estimas de su abundancia tienen que tener en cuenta la probabilidad de detección. Así, la estima de población se obtuvo, teniendo en cuenta la probabilidad de detectar cada ejemplar, mediante la fórmula: $N=C/p$, donde C es el número de animales contactados y p la probabilidad de detectar a un animal presente en el área de estudio (Lancia *et al.*, 1996).

Las diferentes metodologías para estimar la abundancia o densidad de una población necesitan estimar esta probabilidad de detección p . En el caso de transectos o estaciones puntuales de escucha en los que se ha registrado la distancia a los contactos, es posible utilizar la distribución del número de contactos en función de la distancia, bien a la línea del transecto o al centro de la estación, para ajustar una función matemática, $g(x)$, que estime cómo varía con la distancia la probabilidad de detectar un individuo o grupo de individuos presentes.

Para ajustar las curvas de detección y estimar tanto las densidades como las abundancias, se utilizó el programa DISTANCE 4.1 (Thomas *et al.*, 2004). Las distancias a los contactos estimadas en el campo se agruparon para el análisis en intervalos o bandas, de manera que el error cometido en su estimación y redondeo quedara reducido. Se probó con intervalos de 15 y 20 m que pasaron a ser del doble en las bandas más alejadas del recorrido, donde el error en las distancias es mayor. En cada caso se seleccionó una u otra amplitud de intervalos en función del que proporcionara un mejor test de bondad de ajuste (χ^2). Para ajustar las curvas de detección se probó con dos de las funciones matemáticas disponibles en el programa: Seminormal y Uniforme. La elección entre cuál de ellas proporcionaba un mejor ajuste se basó en el Criterio de Información de Akaike (AIC). Los intervalos de confianza se obtuvieron mediante el procedimiento *bootstrap* implementado en el DISTANCE, a partir de los percentiles 2,5% y 97,5% de la distribución de estimas resultante de 999 remuestras.

Para estimar la superficie de hábitat potencial en cada humedal se digitalizaron las formaciones de helófitos en las localidades con presencia de la especie, a partir de fuentes diversas (ortofotos 1:5.000 del Instituto Cartográfico Valenciano ICV, SIGPAC) o bien ese dato fue proporcionado por los técnicos en algunos parques naturales. Cuando fue necesario digitalizar, se contó para la clasificación de las manchas de vegetación con la ayuda de buenos conocedores de los humedales. El programa DISTANCE proporciona una estima de la abundancia total de la especie estudiada en cada humedal, junto con su intervalo de confianza, a partir de la densidad de la especie y la superficie del hábitat potencial.

La mayoría de contactos con carricerines reales corresponden a machos cantando, por lo que se seleccionaron solo estos contactos, y los correspondientes de carriceros comunes en su caso, para estimar una densidad de machos que se considera equivalente a la densidad de parejas. En el P. N. Prat de Cabanes-Torreblanca (Castellón) se detectó en 2005, año en que varios incendios habían quemado 400 ha de hábitat potencial durante la invernada, una fracción importante de individuos que no cantaban y de los que por tanto no se determinó su sexo. Estos individuos podían ser tanto machos que no están defendiendo un territorio, como hembras. En este humedal se procedió a estimar una densidad de machos y una densidad de individuos no sexados mediante el ajuste de curvas de detección escaladas de forma diferente para cada grupo de individuos. En esta localidad, la abundancia total en número de parejas se obtuvo sumando las estimas de machos e individuos no sexados y dividiendo el total entre dos.

Otros métodos empleados en algunas localidades

En algunos humedales no hubo personas disponibles para aplicar la metodología estándar de este estudio, por ello se recopiló la información existente independientemente de cuál fuera el método empleado. En otros casos, la coincidencia en el mismo año de dos proyectos de seguimiento de paseriformes palustres (carricérin real y escribano palustre), determinó que algunos humedales se prospectasen únicamente aplicando el protocolo del escribano (recorridos con paradas de cinco minutos cada 200 m). Algunos de estos humedales fueron visitados por los autores también en 2006, y en otros se ha tratado de obtener una estima de la población de carricérin real con los datos disponibles.

RESULTADOS GENERALES

Tamaño de población y distribución

A partir de los resultados obtenidos en cada comunidad autónoma, se ha confeccionado la tabla 2, que nos proporciona una estima de la población española de 1.017 parejas, con un intervalo de confianza del 95% que sitúa dicha población entre 484 y 1.777 parejas. Esta población tiene un área de distribución muy agregada, pues el 98% de la misma se concentra en muy pocos humedales de dos comunidades autónomas; Baleares (55%) y Comunidad Valenciana (43%), mientras que en el resto su presencia es muy escasa (figuras 4 y 5). El intervalo de confianza es muy amplio, como suele suceder en estos casos, pero el grado de incertidumbre real sobre la abundancia de la población es menor que el que refleja este resultado estadístico. Esto viene ilustrado por el hecho de que el extremo inferior de este intervalo es menor que la estima para una sola de las poblaciones, como S'Albufera de Mallorca. El extremo superior del intervalo de confianza está muy influido por la excesiva amplitud del intervalo correspondiente al marjal de Pego-Oliva (20-404).

Comunidad	2005			Mediados 1990	
	N.º Parejas	Int. Conf. 95%		Mín.	Máx.
Navarra	n.d.*				
Aragón	n.d.*				
Cataluña	7	-	-	130	152
Com. Valenciana	437	122	944	746	884
Baleares	561	356	813	900	900
Castilla-La Mancha	10	6	20	138	194
Extremadura	2	-	-	2	2
TOTAL	1.017	484	1.777	1.916	2.132

* no detectado

Tabla 2. Población estimada (parejas) para cada comunidad autónoma en 2005 comparada con la estima de la década de 1990, obtenida a partir de la recopilación de datos publicados.

Las cifras mostradas podrían estar algo subestimadas ya que no existen buenos datos de la población extremeña, donde parece ser meramente puntual (figura 5) y además la especie no se detectó en los humedales visitados en Navarra y Aragón, donde podrían existir algunas parejas en alguna localidad no prospectada (figuras 4 y 5). La estima de la población catalana es muy reducida debido a que

no se detectó en el Delta del Ebro, pero en 2006 se ha vuelto a observar un pequeño número de individuos en este humedal. Existen para esta comunidad estimas previas muy superiores (Martínez-Vilalta *et al.*, 1998), pero se desconoce si se trata de censos específicos completos o meras estimas basadas en censos parciales e impresiones. La población de Castilla-La Mancha también es muy pequeña ya que no se encontró en humedales tradicionalmente ocupados por el carricerín, aunque en años pluviométricos buenos es posible que la población sea notablemente más numerosa, especialmente en determinados humedales como Tablas de Daimiel.

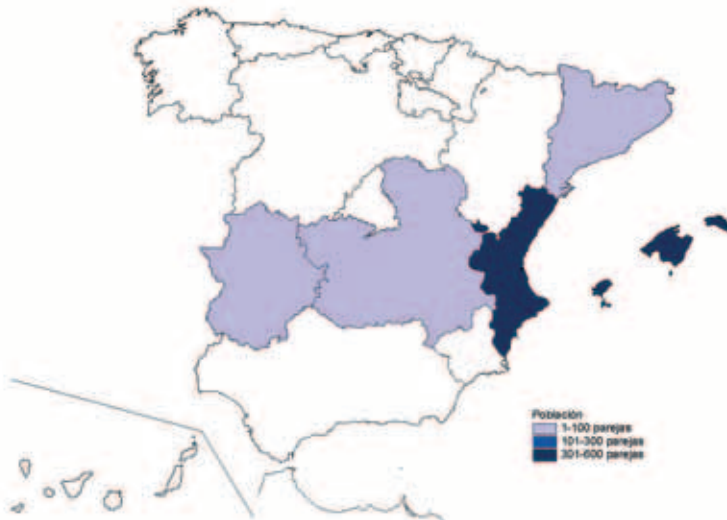


Figura 4. Abundancia de carricerín real por comunidades obtenidas en el censo de 2005.

Aunque existen cerca de 70 localidades en todo el estado, donde se ha citado la especie como posible reproductora (figura 3), la población se concentra en muy pocos humedales. Los dos más importantes para la especie son: P. N. de S'Albufera de Mallorca (Baleares), que acoge aproximadamente el 50% de la población reproductora y el marjal de Pego-Oliva (Valencia) que acoge casi otro 14% (figura 5). En realidad, y debido a que la proximidad de algunos humedales implica que probablemente no se traten de poblaciones independientes, se podría hablar de dos núcleos poblacionales importantes en la Comunidad Valenciana, los marjales de Pego-Oliva y Xeresa, que acogerían 200-250 parejas (20-25% del total),

y El Hondo y Salinas de Santa Pola con algo más de 100 parejas (10%). Otras localidades de interés son: Prat de Cabanes-Torreblanca, antaño con una población mucho más numerosa (véase apartado de Evolución) y la Albufera de Valencia. El resto de localidades, tanto de Cataluña (que anteriormente a este trabajo se consideraba de mayor interés y actualmente parece tener una población mucho menor), como las de Castilla-La Mancha albergan cierta población de carricerines y dado su carácter de refugio deben ser protegidas con especial interés y se debe tratar de regenerar el hábitat potencial para la especie para tratar de recuperar los niveles de población de hace unas décadas.



Figura 5. Abundancia de carricerín real por humedal en el censo de 2005. 1. Graveras del Guadiana, 2. Dehesa de Monreal, 3. Laguna de Villafranca, 4. P. N. de Tablas de Daimiel, 5. Los Albaridiales, 6. P. N. Aiguamolls de l'Empordà, 7. Pantano de Utxesa, 8. P. N. Prat Cabanes-Torreblanca, 9. P. N. Marjal del Moro, 10. P. N. de l'Albufera de Valencia, 11. Marjal de Xeresa-Xeraco, 12. P. N. Pego-Oliva, 13. P. N. Salinas de Santa Pola, 14. P. N. El Hondo y 15. P. N. de S'Albufera de Mallorca.

Evolución

Se han recopilado los datos disponibles sobre estimas poblacionales o índices de abundancia en humedales españoles en cualquier periodo anterior a la realización de este estudio (tabla 3). Aunque es inevitable que tal recopilación incluya resultados obtenidos con metodologías muy diversas y muchas veces no bien detalladas por los autores, la comparación de esos resultados con los de este trabajo es la única vía disponible para evaluar la tendencia que ha seguido la población de carricerín real en los últimos años. La tabla muestra la comparación de 20 humedales y en todos los casos la estima de 2005 es menor, e incluso llega a no detectarse la especie en 10 humedales anteriormente ocupados. En el caso de El Hondo, se realizaron más transectos en 2005 que en el estudio de Castany y López (2000), incluyendo recorridos en la laguna de La Raja, que no fue visitada anteriormente y donde se concentraron el 80% de los contactos en 2005. En ese humedal el IKA resultó similar en 1994 y 2005 pero la disminución es clara si se comparan los mismos transectos en los dos periodos (2,0 vs. 0,35; tabla 3). Por tanto, resulta muy importante la evidencia a favor de que la especie ha experimentado un importante declive durante la última década.

Este declive resulta dramático en el caso del Prat de Cabanes-Torreblanca, que ha sido objeto de un seguimiento especial por los autores. La figura 6, tomada de Castany (2003), muestra la evolución de la densidad en dos recorridos dentro de este humedal, uno de ellos visitado desde 1990 hasta la actualidad. Se puede apreciar que en la primera mitad de la década de los 90 se estimaba una densidad de entre 4 y 5 aves por ha, que lleva a una estima de 400-500 parejas en todo el Prat, que por tanto en esos años constituía la mejor área conocida para la especie en la Península. A partir de mediados de los 90 se produjo un rápido descenso de la densidad hasta llegar a quedar reducida a la mitad y se pasó a estimar una población de 150-170 parejas. Ese declive desgraciadamente ha continuado hasta la actualidad, de forma que en este estudio se ha estimado aproximadamente una cincuentena de parejas, es decir, el 10% de la población de hace 15 años.

Los datos recopilados en la tabla 3 han servido también para obtener una estima del tamaño de la población a mediados de los 90 (tabla 2). Para ello se han utilizado los rangos de población que dan los diferentes autores y en los humedales donde no hay estimas anteriores disponibles se han utilizado las del presente trabajo. Así, con este procedimiento se obtendría un valor para la población española de hace diez años de unas 2.000 parejas, que se sitúa en el límite inferior

de la estima publicada por los autores en Purroy (1997). Es decir, según estos resultados la población de carricerín real en España ha experimentado una reducción próxima al 50% en una década.

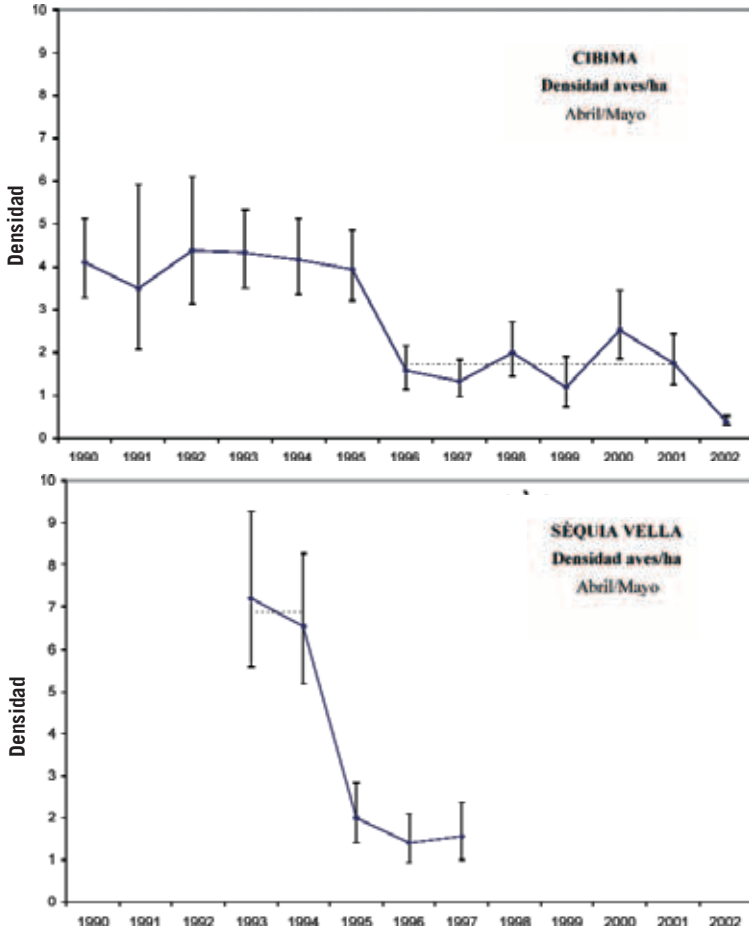


Figura 6. Variación interanual de la densidad de carricerín real en dos transectos del Prat de Cabanes (transecto denominado CIBIMA y transecto denominado Sèquia Vella), estimada con el programa Distance (Castany, 2003). Línea continua: Densidad media estimada para los meses de abril-mayo. Se muestra el intervalo de confianza al 95%. Línea discontinua: representa en el transecto CIBIMA la media para los años 1990-93 y 1996-02, y en el transecto Sèquia Vella la media para los años 1993-94 y 1995-97.

Humedal	Datos anteriores a este trabajo			Datos actuales				
	Año	Estima	Unidades	Fuente	Año	Estima	Unidades	Fuente
CATALUÑA								
Aiguamolls de l'Empordà (GI)	1997	20	parejas	PNAE	2005	6	parejas	Gutiérrez, 2005
Delta del Llobregat (GI)	1975-83	presencia		Muntane <i>et al.</i> , 1983	2005	0	parejas	Gutiérrez, 2005
Pantanos de Utxesa y Camelis (LL)	?	5	parejas	Estradaef <i>et al.</i> , 2004	2005	1	parejas	Gutiérrez, 2005
Delta del Ebro (T)	1995	100-122	parejas	Martínez-Vilalta <i>et al.</i> , 1998	2005	0	parejas	presente trabajo
Delta del Ebro (T)	1994	1,17	IKA	Castany y López, 2000	2005	0	IKA	presente trabajo
COMUNIDAD VALENCIANA								
Marjal de Peñíscola (A)	2002	presencia		J. A. Muiyas com. pers.	2005	0	parejas	presente trabajo
Prat de Cabanes-Torreblanca (CS)	1990	400-500	parejas	Castany y López, 1990	2002	150-170	parejas	Castany y López, 2003
Prat de Cabanes-Torreblanca (CS)	2005	58 (27-121)	parejas	presente trabajo	2006	49 (19-99)	parejas	presente trabajo
Prat de Cabanes-Torreblanca (CS)	1994	19,4	IKA	Castany y López, 2000	2005	5,4	IKA	presente trabajo
Marjal del Moro (CS)	1993-1994	40-75	parejas	Yuste, 1993, 1994	2005	6 (2-18)	parejas	presente trabajo
P. N. de L'Albufera (V)	1994	4,0	IKA	Castany y López, 2000	2005	0,59	IKA	presente trabajo
P. N. de El Hondo (A)	1994	2,0	IKA	Castany y López, 2000	2005	1,95	IKA	presente trabajo
P. N. de El Hondo (A)					2005	0,35*	IKA	presente trabajo
BALEARES								
P. N. de S'Albufera de Mallorca (IB)	1994	12,5	IKA	Castany y López, 2000	2005	7,04	IKA	presente trabajo

* considerando solo los mismos recorridos realizados en 1994

PNAE: Parque Natural de los Aiguamolls de l'Empordà

Tabla 3. *Estimas de abundancia o presencia en humedales para los que se dispone de información en algún año anterior al de este estudio y comparación con los resultados de ese censo o trabajos recientes. Los IKA's han sido calculados incluyendo todos los individuos contactados, sexados a no.*

Humedal	Datos anteriores a este trabajo				Datos actuales			
	Año	Estima	Unidades	Fuente	Año	Estima	Unidades	Fuente
CASTILLA-LA MANCHA								
Embalse de Almoguera (GU)	1996	presencia		Del Moral, 1996	2005	0	parejas	presente trabajo
Embalse de Almoguera (GU)	?	20	parejas	CAMA-Castilla-La Mancha, 2002				
Embalse de Buendía (CU)	1993-2003	10-15	parejas	Velasco <i>et al.</i> , 2003	2005	0	parejas	presente trabajo
Laguna de Manjavacas (CU)	1993-2003	2-5	parejas	Velasco <i>et al.</i> , 2003	2005	0	parejas	presente trabajo
L. de Villafraña de los Caballeros (TO)	1995-2003	5-10	parejas	Velasco <i>et al.</i> , 2003	2005	2	parejas	presente trabajo
L. de Villafraña de los Caballeros (TO)					2006	0	parejas	presente trabajo
Dehesa de Monreal (TO)	1995-2003	25-35	parejas	Velasco <i>et al.</i> , 2003	2006	3 (1-8)	parejas	presente trabajo
Laguna del Taray (Quero) (TO)	1989	20-30	parejas	Garnett y Garnett, 1989	1996	0	parejas	Del Moral, 1996
Laguna del Taray (Quero) (TO)					2005	0	parejas	presente trabajo
Laguna del Masegar, Quero (TO)	1989	20-30	parejas	Garnett y Garnett, 1989	1996	0	parejas	Del Moral, 1996
Laguna del Masegar, Quero (TO)					2005	0	parejas	presente trabajo
P. N. Tablas de Daimiel (Daimiel) (CR)	1995-2002	25-50	parejas	Velasco <i>et al.</i> , 2003	2006	3 (1-8)	parejas	presente trabajo
Laguna Ojos de Villaverde (AB)	1991-2000	5-7	parejas	Velasco <i>et al.</i> , 2003	2005	0	parejas	presente trabajo
Laguna de Ontalafía (AB)	1996	11-12	parejas	Del Moral, 1996	2005	0	parejas	presente trabajo

* considerando solo los mismos recorridos realizados en 1994

PNAE: Parc Natural dels Aiguamolls de l'Empordà

Tabla 3. (Continuación). *Estimas de abundancia o presencia en humedales para los que se dispone de información en algún año anterior al de este estudio y comparación con los resultados de ese censo o trabajos recientes. Los IKAs han sido calculados incluyendo todos los individuos contactados, sexados o no.*

Comunidad	Humedal	Observadores	2005		2006	
			N.º transectos	Km totales	N.º transectos	Km totales
COMUNIDAD VALENCIANA						
	Marjal de Peñíscola (CS)	Joan Castany	3	1,5		
	Río Carraxet (CS)	Joan Castany	1	0,5		
	Prat de Cabanes-Torreblanca (CS)	Joan Castany, Miquel Tirado, Gregorio Ros y Jesús Tena	10	9,6	7	7,9
	Desembocadura río Mijares (CS)	Joan Castany	1	1,0		
	Marjales de Almenara y norte de Sagunto (CS)	Joan Castany	7	3,7		
	Marjal de Massamagrell (CS)	Joan Castany	7	1,2		
	Marjal del Moro (V)	Joan Castany y J. Antonio Peris	10	5,2		
	P. N. de L'Albufera (V)	Joan Castany y Nacho Dies	18	8,4	17	8,2
	Marjal de Xeresa-Xeraco (V)*	Joan Castany y Juan Monrós	6	4,0	5	3,8
	Marjal de Pego-Oliva (A)	Joan Castany y Juan Monrós	5	5,0		
	P. N. El Hondo (A)	Germán López y Joan Castany	7	13,4	7	13,4
	P. N. Salinas de Santa Pola (A)	Germán López y Roque Belenguer	7	6,7	21	12,1
	Clot de Galvany (A)	Germán López	2	0,8		
	P. N. Lagunas de la Mata y Torrevieja (A)	Germán López y Antonio Sáez	**			
BALEARES						
	P. N. de S'Albufera de Mallorca	Joan Castany y Pere Vicens	9	7,9		
CATALUÑA						
	Delta del Ebro (T)	Joan Castany, David Bigas, J. Antonio Muyas e Iván Sánchez	13	10,4		

*: En 2006 se recorren en dos fechas (1-V y 28-V) los mismos transectos

** : En este humedal la disposición en pequeñas manchas del carrizal no permitió la realización de transectos

Tabla 4. Número de transectos realizados en humedales litorales y total de kilómetros recorridos. En los transectos en los que solo se prospectó un lado la longitud se ha dividido por dos.

RESULTADOS POR COMUNIDADES AUTÓNOMAS

Comunidad Valenciana

En la Comunidad Valenciana se prospectaron 14 humedales (tabla 4) y en siete de ellos se detectó el carricerín real (tabla 5). De los cinco humedales que fueron visitados en 2005 y 2006 el número de contactos es muy similar entre años en el P. N. de El Hondo y P. N. de Salinas de Santa Pola, mientras que en el resto existen variaciones importantes: el doble de contactos en un año respecto a otro en el marjal de Xeresa, el triple en el P. N. de l'Albufera y se encontró una situación intermedia en el P. N. Prat de Cabanes-Torreblanca.

Para estimar la densidad se ajustó la curva de detectabilidad mediante el programa DISTANCE teniendo en cuenta solo los contactos de carricerín real cuando éste era relativamente numeroso, o incluyendo también los contactos con carricero común en los humedales con menos carricerines. En los humedales que se visitaron en los dos años se estimó una única curva de detectabilidad con los contactos de carricerines reales, y una curva para cada año cuando se utilizaban los contactos con ambas especies. Esto ha sido necesario ya que este *software* solo permite utilizar un nivel de estratificación.

En la tabla 6 se muestran las estimas de densidad obtenidas con diferentes ajustes. Puede apreciarse que, en general, ajustar la curva de detectabilidad solo con los contactos de carricerín o incluir también los de carricero común, proporciona estimas muy similares de densidad, y que los ajustes con dos especies apenas reducen el coeficiente de variación de las estimas. Este resultado es consecuencia de que al repetir el muestreo en dos años y ajustar una curva única para ambos, el número de contactos con carricerines, si bien es reducido, es suficiente para que la varianza de la densidad dependa fundamentalmente del número de contactos con la especie, que obviamente es el mismo en ambos ajustes. En algún humedal donde el censo no se repitió y la especie proporcionó pocos contactos, caso del Marjal del Moro con tres machos detectados, ajustar la curva utilizando ambas especies sí que supone una mejora apreciable del coeficiente de variación, que se reduce del 68,65% al 54,62%.

En función de la densidad de machos se pueden clasificar los humedales de la tabla 6 en dos grupos, aquellos que presentan densidades bajas, en torno a

Humedal	Año	Intervalo fechas visitas	Hábitat		Km totales	Carricérin real		Carricero común	
			Potencial (ha)	IKM		IKM	IKM	Machos	sin sexar
COMUNIDAD VALENCIANA									
Prat de Cabanes-Torreblanca	2005	4-abril a 24-abril	107	9,6	35	3,65	17	4	
	2006	4-mayo a 27-mayo	262	7,9	19	2,41	3	24	
Marjal del Moro	2005	3-abril	79	5,9	3	0,51	1	9	
Albufera de Valencia	2005	14-abril a 21-abril	121	8,4	5	0,60	0	70	
	2006	2-mayo a 16-mayo	144	8,2	16	1,95	0	129	
Marjal de Xeresa	2005	1-abril	144	4,0	32	8,00	8	3	
	2006	1-mayo		3,8	14	3,68	3	21	
Marjal de Pego-Oliva	2006	28-mayo		3,8	17	4,47	6	20	
	2005	30-marzo	419	5,0	24	4,80	1	1	
El Hondo	2005	24-marzo a 25-abril	773	13,4	10	0,75	1	58	
	2006	15-abril a 13-mayo		13,4	10	0,75	1	159	
Salinas de Sta. Pola	2005	22-abril a 10-mayo	212	6,7	5	0,75	2	35	
	2006	10-abril a 25-mayo		12,1	7	0,58	3	40	
BALEARES									
P. N. de S'Albufera de Mallorca	2005	10-11 abril	1.252	7,9	50	6,29	6	0	
CATALUÑA									
Delta del Ebro	2005	28-abril a 12-mayo	850	10,4	0	0,00	0	25	

Tabla 5. Número de contactos obtenidos en cada humedal litoral con carricérin real y carricero común. Se muestra también el área de hábitat potencial estimada para cada humedal y los km de transecto realizados. La extensión de hábitat potencial aumenta en 2006 en el Prat de Cabanes-Torreblanca debido a la regeneración de la vegetación tras el incendio de 2005.

Humedal	Año	Contactos	Función detectabilidad	p	ESW	Densidad	SE	CV%	Int. Conf. 95%	χ^2	p
a. Machos en canto											
Prat de Cabanes-Torreblanca	2005	1 sp	Seminormal	0,5087	61,05	0,26	0,084	32,99	0,14	-0,46	0,62469
	2006	1 sp	Seminormal	0,5087	61,05	0,19	0,063	33,37	0,07	-0,38	0,62469
Marjal del Moro	2005	2 sp	Seminormal	0,5171	38,80	0,07	0,041	54,62	0,02	-0,22	0,35871
	2005	2 sp	Seminormal	0,4805	36,00	0,08	0,042	51,32	0,02	-0,20	0,4918
Albufera de Valencia	2005	1 sp	Uniforme	0,5000	40,00	0,07	0,038	51,00	0,03	-0,20	0,2276
	2006	2 sp	Seminormal	0,4388	39,50	0,20	0,081	40,41	0,07	-0,39	0,0986
Marjal de Xeresa	2006	1 sp	Uniforme	0,5000	40,00	0,21	0,076	35,41	0,10	-0,44	0,2276
	2005	1 sp	Seminormal	0,3943	47,30	0,77	0,210	27,23	0,37	-1,16	0,7940
Marjal de Pego-Oliva	2006	1 sp	Seminormal	0,3943	47,30	0,42	0,100	24,82	0,22	-0,65	0,7940
	2005	1 sp	Uniforme	0,6139	76,70	0,35	0,214	61,24	0,05	-0,96	0,7103
El Hondo	2005	2 sp	Uniforme	0,5000	52,50	0,07	0,033	46,63	0,02	-0,17	0,1115
	2005	1 sp	Uniforme	0,5064	38,00	0,10	0,047	47,76	0,03	-0,29	0,3454
Salinas de Santa Pola	2006	2 sp	Seminormal	0,3670	33,00	0,11	0,062	54,90	0,03	-0,40	0,9170
	2006	1 sp	Uniforme	0,5064	38,00	0,10	0,055	55,75	0,03	-0,34	0,3454
P. N. de S'Albufera de Mallorca	2005	2 sp	Seminormal	0,4067	24,40	0,15	0,072	47,53	0,05	-0,43	0,8630
	2005	1 sp	Uniforme	0,6232	37,40	0,10	0,049	49,38	0,01	-0,23	1,0000
Prat de Cabanes-Torreblanca	2006	2 sp	Uniforme	0,5332	32,00	0,09	0,028	31,01	0,05	-0,17	0,6022
	2006	1 sp	Uniforme	0,6232	37,40	0,08	0,029	37,80	0,02	-0,14	1,0000
Prat de Cabanes-Torreblanca	2005	1 sp	Seminormal	0,6063	72,76	0,42	0,084	20,27	0,26	-0,61	0,3403
	2005	1 sp	Seminormal	0,0882	11,90	0,83	0,318	38,44	0,43	-6,17	0,9999

Tabla 6. Densidad de carricerines reales (individuos/ha) detectados como machos cantando o sin sexar. Se muestra la función seleccionada para modelar la detectabilidad y si se ha ajustado solo a los contactos con machos de carricerín real (1 sp) o incluyendo también los de carricero común (2 sp). p es la probabilidad de detectar un individuo presente y ESW la amplitud efectiva de banda en metros. SE el error estándar, CV% el Coeficiente de Variación y χ^2 p el nivel de significación del test de bondad de ajuste de la distribución de contactos en función de la distancia.

0,07-0,11 machos/ha (Marjal del Moro, Albufera de Valencia 2005, El Hondo y Salinas de Santa Pola) y los que presentan densidades más elevadas, desde 0,20 machos/ha (Prat de Cabanes-Torreblanca y Albufera de Valencia 2006), a 0,35 y 0,77 machos/ha (marjal de Pego-Oliva y marjal de Xeresa respectivamente).

Entre los humedales prospectados dos años, El Hondo y Salinas de Santa Pola claramente no presentaron diferencias entre temporadas, pues dieron prácticamente las mismas estimas de densidad (tabla 6), a pesar de que el número de áreas visitadas y por tanto los kilómetros realizados prácticamente se duplicaron en Santa Pola en 2006. En El Hondo, en ambos años el 80-90% de los contactos se concentró en una de las fincas, La Raja, que se muestra así como el área más importante para la especie dentro de este humedal. En el caso del Prat de Cabanes-Torreblanca la estima de 2006 es aparentemente algo inferior, pero la diferencia está lejos de ser significativa ($z=0,646$, $p=0,7409$). En este humedal el número de contactos con carricerines sin sexar representa prácticamente el 50% de los machos en canto (tabla 5), situación que no se repite en ninguna otra localidad ni en el mismo Prat en 2006. Por tanto se ha estimado también la densidad de individuos de sexo indeterminado, que resulta muy alta (0,83; tabla 6), como consecuencia de que son mucho menos detectables que los machos en canto (amplitud efectiva de banda 11,9 m).

Conviene analizar con más detalle los otros humedales con aparentes variaciones interanuales, y para ello se ha comparado también entre años el Índice Kilo-métrico de Abundancia (IKA), o tasa de encuentro en la terminología del DISTANCE, que presenta menores coeficientes de variación que la densidad y por tanto permite tests más potentes. Además una comparación pareada entre años del número de contactos en un mismo recorrido, nos sirve para comprobar si la tendencia es general dentro de la zona húmeda o bien es debida a cambios en algunas áreas concretas.

Considerando las estimas obtenidas a partir del ajuste solo a los contactos con carricerín real, la densidad en la Albufera de Valencia pasa de 0,07 a 0,21 machos/ha. La comparación entre años muestra diferencias marginalmente significativas tanto en la densidad ($z=1,652$, $p=0,0984$) como en el IKA ($z=1,687$, $p=0,0916$). Si se compara cada uno de los transectos se comprueba que el número de contactos disminuye en cuatro y aumenta en ocho, pero la diferencia no es significativa (test t de muestras emparejadas, $t_{16}=1,58$, $p=0,1347$). En el marjal de Xeresa la estima de la densidad pasa de 0,77 a 0,42 machos/ha, diferencia que no

resulta significativa si se compara la densidad ($z=1,502$, $p=0,1331$), pero que se acerca si se compara el IKA ($z=1,768$, $p=0,0771$). Para la comparación pareada de transectos se calculó la media de las dos visitas de 2006, y se obtuvo que los contactos disminuyen en 4 transectos y aumentan levemente (de 1 a 1,5) en los restantes (test t de muestras emparejadas, $t_{16}=2,54$, $p=0,0641$). Estos resultados apoyan que ha habido un cambio real de la densidad de la especie, muy claro en el marjal de Xeresa, donde la disminución fue generalizada en todos los recorridos, con la excepción de uno de 400 m, en el que la influencia del azar de contar un individuo más o menos es muy grande.

En el caso de la Albufera de Valencia el cambio no se demuestra con claridad, muy probablemente debido a que el número de contactos es muy bajo en 2005 (cinco machos) lo que determina un coeficiente de variación muy alto. Pero dado que los transectos fueron realizados en los mismos lugares por las mismas personas, aunque tres semanas más tarde en 2006, parece probable que los números reflejen un aumento real, que podría corresponder a que parte de la población que desaparece del marjal de Xeresa en 2006 se desplaza a la Albufera de Valencia (a tan solo 34 km de distancia), dado que los movimientos realizados por la especie son frecuentes y pueden llegar a ser grandes como se ha demostrado en varias ocasiones (figura 1 y 2, tabla 1).

La razón de la disminución de la población del marjal de Xeresa podría deberse a una actuación realizada en 2006, de forma conjunta entre administración y coto de caza, que consistió en manejar la vegetación segando amplias zonas centrales del marjal. Esto debió haber producido una disminución del hábitat potencial para la especie, ya que aparentemente no hubo otros cambios en el humedal. A juzgar por las estimas de población, las parejas de menos que hubo en 2006 en Xeresa no debieron haberse desplazado todas a la Albufera de Valencia y muy probablemente otra parte se desplazara al marjal de Pego-Oliva, también muy cercano (54 km), y donde desgraciadamente no se repitieron los muestreos en 2006.

Existen otros humedales en el litoral valenciano en los que no apareció la especie en el censo de 2005. En ninguno de ellos se conocen referencias históricas de que existan concentraciones relevantes de carricerines. De norte a sur, cabe citar la marjal de Peñíscola. Este pequeño humedal se vio afectado por dos circunstancias: un importante periodo de sequía y un incendio de unas 10 ha en la zona más frecuentemente inundada. El espacio está altamente antropizado, rodeado por el flanco este por urbanizaciones y por la zona oeste por campos de cultivo. No obstante, la reproducción del carricerín real se comprobó aquí por la captura

Humedal	Año	Población	SE	CV%	Int. Conf. 95%
a. Machos					
Prat de Cabanes-Torreblanca	2005	27	8,91	33,0	14 - 49
	2005*	58			27 - 121
	2006	49	16,35	33,4	19 - 99
Marjal del Moro	2005	6	3,28	54,6	2 - 18
Albufera de Valencia	2005	9	4,59	51,0	3 - 25
	2006	26	9,21	35,4	13 - 53
Marjal de Xeresa	2005	111	30,22	27,2	54 - 167
	2006	60	14,89	24,8	32 - 94
Marjal de Pego-Oliva	2005	146	89,41	61,2	20 - 404
P. N. de El Hondo	conjunta	86	44,85	52,2	12 - 195
Salinas de Santa Pola	conjunta	21	6,31	30,0	12 - 36
b. Individuos sin sexar					
Prat de Cabanes-Torreblanca	2005	88	33,83	38,4	40 - 194
TOTAL Comunidad Valenciana	2005	437			122 - 944
P. N. de S'Albufera de Mallorca	2005	522	105,80	20,27	328 - 760

* Estima corregida teniendo en cuenta los individuos sin sexar. Véase texto.

Tabla 7. Población estimada de carricerín real en humedales de comunidades litorales. SE es el error estándar y CV el coeficiente de variación.

de una hembra con placa incubatriz el 30/04/2002 (J. A. Muyas, com. pers.). Continuando hacia el sur se encuentra también la zona palustre conocida como Gules del Millars, que corresponde a la desembocadura de este pequeño río mediterráneo. En esta zona se realizan censos y anillamientos semanales desde 1994 pero no hay indicios de cría (Castany y Del Campo, 2005). Continuando hacia el sur se censó la marjal de Almenara, un espacio sometido a la manipulación hídrica de los propietarios del coto que inundaron la zona a finales de marzo; además cabe añadir la presión antrópica procedente de los pescadores que ocupan la totalidad de las zonas entre lagunas. Igualmente fue censado el marjal de Masamagrell, un pequeño espacio húmedo inundado únicamente en la parte central y también altamente antropizado. Por último, también se censaron 1.000 m de la desembocadura del río Carraixet, un espacio palustre de unos 40 m de ancho absolutamente encajonado y altamente antropizado en ambos flancos.

En Alicante no se detectó en el Clot de Galvany-Balsares, espacio que cuenta con hábitat apropiado, pero que presenta importantes variaciones interanuales de nivel hídrico. Existen, sin embargo, observaciones y anillamientos invernales de

la especie en esta localidad. Tampoco se detectó en las lagunas de la Mata y Torrevieja, donde el hábitat potencial para la especie es muy reducido, ya que la elevada salinidad del agua determina un escaso desarrollo del carrizal. No se visitó un pequeño humedal próximo al P. N. El Hondo, el Hondo de Amorós, donde hay observaciones de carricerines en época de cría, y que por su pequeña extensión podría albergar 1-2 parejas de la especie, que forman parte de la población del cercano parque natural.

La tabla 7 muestra la población estimada para cada humedal. Se ha utilizado para ello el ajuste de la curva de detectabilidad solo a los contactos de carricerín real en todos los humedales excepto en el marjal del Moro, en cuyo ajuste se incluyeron también los de carricero común. En El Hondo y Salinas de Santa Pola se estimó una población media para los dos años ya que las diferencias eran mínimas.

El caso del Prat de Cabanes-Torreblanca es especial, como se dijo antes, por el elevado porcentaje de los contactos sin sexar que se obtuvieron en 2005. Este resultado coincide con que en los dos últimos meses de invierno de ese año se quemaron unas 400 ha, por lo que en la estación reproductora de ese año, una parte de la población se encontró sin su hábitat de nidificación. Esto explicaría los numerosos contactos sin sexar, que corresponderían a una población flotante tanto de hembras como de machos sin territorio. Teniendo esto en cuenta, se ha calculado una población corregida para este humedal en 2005, sumando las estimas de machos e individuos sin sexar y dividiendo por dos el resultado para transformarlo en parejas. El resultado de 58 parejas es similar a la estima de 49 parejas obtenida el año siguiente, en el que se ha considerado que el hábitat quemado se ha recuperado, al menos parcialmente, aumentando así el hábitat potencial.

La población estimada para los humedales valencianos es de 437 parejas con un intervalo de confianza del 95% que sitúa entre las 122 y las 966 el mínimo y el máximo, mientras que a mediados de 1990 se estimó en 746-884 parejas.

Islas Baleares

En Baleares la especie se ha citado como reproductora, además de en el P. N. S'Albufera (Mallorca), en el Prat de Son Bou (Menorca) y en la Albufereta de Pollença (Mallorca). En Son Saura Nord (Menorca) existen algunas observaciones en época de cría, por lo que se ha considerado la posible reproducción de algunas parejas en algunos años en esta localidad (Ramos 1994; Escandell *et al.*, 1994; Escandell, 1997), pero en la actualidad parece que no se reproduce en este pequeño humedal (M. Suárez, com. pers.). Las localidades menorquinas podrían haber sido colonizadas en los años 80 (primeras citas en 1982) por individuos probablemente procedentes de Mallorca (Ferrer *et al.*, 1986). En Ses Feixes (Ibiza) no existen citas de nidificación y la especie tendría únicamente presencia invernal (Rebassa *et al.*, 2002; C. Santana, com. pers.).

En este estudio solo se ha visitado el P. N. de S'Albufera de Mallorca, humedal en el que se han realizado nueve transectos en la primera quincena de abril que suman casi 8 km de recorrido (tabla 4). Posteriormente, el 21 y 25 de abril, Pere Vicens repitió con la misma metodología cuatro transectos con un total de 4,3 km. Se analizaron estos transectos repetidos por diferentes autores por separado para comprobar si los resultados eran comparables. Los resultados fueron muy similares, pues se obtuvo un IKA de 8,0 machos/km en la primera visita y de 7,3 machos/km en la segunda y unas estimas de amplitud efectiva de banda (ESW) también parecidas (abril: 79,5; mayo: 62,9). Por tanto, se han utilizado los datos de la segunda visita, corrigiendo adecuadamente la longitud de los transectos, para la estima de la población del P. N. de S'Albufera de Mallorca.

La densidad estimada en el P. N. de S'Albufera de Mallorca es de las más altas registradas (tabla 5), similar a la de marjal de Xeresa en 2006 y al multiplicarla por la superficie de hábitat potencial, resulta una estima de 522 (328-760) parejas (tabla 7). Es un número claramente inferior al de cerca de 900 parejas que proporcionan para 2005 Rebassa y Vicens (2006). Sin embargo, no es posible comparar adecuadamente ambas cifras, ya que no está claro el método seguido en este último caso, ni el error asociado a la estima. Si se hace un cálculo suponiendo que en S'Albufera de Mallorca la densidad fuera equivalente a la más elevada registrada en este estudio (Xeresa, 2005: 0,77 parejas/ha, 0,37-1,16), la población resultante sería de 961 parejas (468-1.447), que es una estima compatible con las publicadas por Rebassa y Vicens (2006) y Taylor (1993). Cabe pues la posibilidad que la población estimada en 2005 corresponda a un año por debajo de la media, debido al incendio que afectó a este humedal (200 ha). Pero también es posible que una población de 500-600

parejas sea lo habitual en los últimos años, y que la especie haya disminuido a consecuencia del incremento de salinización que está sufriendo el humedal y del ganado introducido para aumentar la superficie de aguas libres, medida que si bien ha beneficiado a diversas especies de acuáticas, todo parece indicar que ha perjudicado al carricerín real (Rebassa y Vicens, 2006).

En el caso del Prat de Son Bou, se ha estimado una población de 70-90 parejas a partir de los resultados de una estación de anillamiento con esfuerzo constante (Raúl Escandell, com. pers.). Se trata de un pequeño humedal en el que se estima que habría unas 70 ha de hábitat potencial. Si se supone que la densidad es la misma que la obtenida para S'Albufera de Mallorca, se estimaría una población de 29 parejas (18-43) que es una cifra considerablemente menor a la mencionada arriba, pero próxima a la citada por Rebassa *et al.* (2002) de 40 parejas. Solo si este humedal presentase una densidad superior a cualquiera de las que se han estimado en este estudio, podría alcanzarse ese dato poblacional de 70-90 parejas.

La población estimada para los humedales de Baleares es de 561 parejas, con un intervalo de confianza del 95% que se sitúa entre las 356 y las 813. A mediados de 1990 fue estimada por Taylor (1994) en 900 parejas.

Cataluña

En Cataluña el carricerín real se distribuye en los tres humedales más importantes del litoral de la comunidad: Aiguamolls de l'Empordá, Delta del Llobregat y Delta del Ebro y en dos localidades interiores, los pantanos de Utxesa y Camelins (Estrada *et al.*, 2004). De estos humedales, solo el Delta del Ebro fue prospectado utilizando el protocolo diseñado en este estudio, mediante la realización por uno de los autores (Joan Castany) de 13 transectos que sumaron 10,4 km entre el 28 de abril y el 12 de mayo de 2005 (tablas 4 y 5). No fue detectado ni un solo carricerín real en dicho recorrido, lo que indica bien la ausencia de la especie en esa primavera o bien una población muy reducida que no fue detectada a pesar de que se visitaron los lugares tradicionales de la especie (Encanyissada, Vilacoto, Les Olles, Canal Vell, Illa de Buda, L'Alfacada y La Platjola), en compañía de un buen conocedor de la localidad. Este resultado contrasta vivamente con la población de 100-122 parejas de 1995 (Martínez-Villalta *et al.*, 1998). No se ha encontrado una estima posterior de esta población, aunque en un muestreo en 2001 de este parque natural la especie se detectó en varios puntos, visitados sin éxito en 2005 (Gutiérrez, 2005). Considerando la cifra de hábitat poten-

cial facilitada por técnicos de este parque natural (850 ha), la densidad media correspondiente a la población estimada en 1995 es de 0,12-0,14 parejas/ha, una cifra similar a la obtenida en humedales del sur de la Comunidad Valenciana (El Hondo y Salinas de Santa Pola).

En la primavera de 2006 se realizaron transectos en hábitats apropiados del Delta del Ebro y se detectaron 3 machos en la Encanyisada, 3 en la isla de Buda y 2 en la Alfacada (D. Bigas, com. pers.), lo que indicaría una recolonización de esta localidad que contaría con una pequeña población en 2006, no evaluada.

En el Delta del Llobregat se cita como reproductor de forma irregular (una o dos parejas no todos los años; Estrada *et al.*, 2004). En 2005 se realizaron 25 estaciones de escucha en este humedal sin que fuera detectada la especie (Gutiérrez, 2005). En Aiguamolls de l'Empordà, Estrada *et al.* (2004) citan una población de 15 parejas, que sería muy variable interanualmente. En 2005, tras una prospección intensiva de este humedal, solo se detectan seis machos (Gutiérrez, 2005) y en 2006 se volvieron a estimar seis parejas (Jordi Martí-Aledo, com. pers.). Considerando el dato suministrado por el parque de 96 ha de hábitat potencial, estas estimas son compatibles con las poblaciones que se pueden calcular a partir de las densidades bajas (6-14 parejas).

En el pantano de Camelis Estrada *et al.* (2004) citan una población de cinco parejas pero en 2005 no se detecta ninguna (Gutiérrez, 2005). No se conocen las estimas previas de la población de carricerín en el pantano de Utxesa, pero en la prospección de 2005 se detectó un solo macho en 21 estaciones de censo. Considerando una estima de 65 ha de hábitat potencial y una densidad típica de los humedales con baja densidad de la especie (0,07-0,10 parejas/ha), la población que podría existir en este pantano sería de 4-7 parejas.

La población estimada para los humedales catalanes es de 7 parejas, mientras que fue estimada en 130-152 a mediados de 1990 y recientemente (Martínez-Villalta *et al.*, 1998).

Castilla-La Mancha

En la tabla 8 se muestra el listado de humedales prospectados en comunidades autónomas sin litoral, en donde se puede apreciar que la mayoría pertenecen a Castilla-La Mancha. En esta comunidad se han prospectado 28 humedales, cua-

tro de los cuales se volvieron a visitar en 2006, y solo se detectó el carricerín real en cuatro de esos 28, en general en reducido número (tabla 8).

En la laguna de Los Albardiales (Quero) y en la Dehesa Boya (lagunas de Villafranca de los Caballeros), se obtuvieron dos contactos sin sexar en 2005, mientras que en su prospección en 2006 no se obtuvo ninguno. En la Dehesa de Monreal se realizaron transectos en 2005 (4,2 km) y 2006 (5,5 km) y en ambos años se obtuvo un contacto con la especie, lo que determina un IKA de 0,24 en 2005 y 0,18 en 2006. Estos son los índices más bajos registrados en todas las localidades donde se han realizado transectos, por lo que es razonable suponer que la densidad en este humedal se aproximará a la más baja de las estimadas, que es 0,07 parejas/ha (0,03-0,20). Si se aplica esta densidad a una estima de 41 ha de hábitat potencial se obtiene una población en este humedal de 3 parejas (1-8 parejas).

Las Tablas de Daimiel son un caso particular ya que en años buenos podrían presentar una amplia superficie de hábitat potencial, pero últimamente en la mayoría de las temporadas el hábitat palustre se encuentra seco y no es apto para la especie. En 2005 se detectaron cuatro individuos durante un muestreo que no se ajustó al protocolo de este estudio. En 2006 se realizaron 5,1 km de transecto, de los cuales 1,35 km corresponden al itinerario de la Isla del Pan, que discurre por prácticamente la única zona que conservaba agua, y todos los contactos con carricerín real fueron obtenidos en este recorrido. El análisis de estos datos, utilizando también los contactos con carriceros comunes para ajustar la curva de detectabilidad, proporciona una estima de densidad de 0,45 parejas/ha (Función seminormal; SE=0,239; 0,16-1,25), que se sitúa entre las más elevadas de los humedales litorales (tabla 6). Esta alta densidad es el resultado de la concentración de la población residual en esta reducida área, que se mantiene encharcada en época de cría, y resulta muy arriesgado utilizarla para estimar la población total en las Tablas de Daimiel, ya que es difícil saber de entre las áreas con helófitos del parque, qué proporción presentaría unas características equiparables a esta zona, y en cualquier caso sería una extensión muy reducida. Para la zona encharcada del entorno del itinerario de la Isla del Pan, se estima una superficie de hábitat potencial de 6,5 ha, y por tanto una estima de 3 parejas (1-8) a partir de la densidad citada arriba. Es posible que en las condiciones óptimas del Parque la población fuera muy diferente, pero dadas las reducidas poblaciones de los humedales castellano-manchegos no está claro que en las actuales circunstancias exista una población fuente capaz de hacer que se recupere la población de las Tablas en los escasos años con nivel hídrico suficiente.

La población estimada para los humedales castellano-manchegos es de 10 parejas, con un intervalo de confianza del 95% que las sitúa entre 6 y 20, mientras que fue estimada en 138-194 a mediados de 1990 (Velasco *et al.*, 2003).

Extremadura

En esta comunidad se sitúa el límite occidental del área de distribución ibérica y por tanto también europea, del carricerín real. No se ha detectado en los embalses de Portaje y Arrocampo en Cáceres, localidades para las que existían citas de posible cría. En la segunda mitad de la década de los 90 se detecta nidificando en una gravera del Guadiana próxima a Mérida (Benítez de la Cidoncha, 2002). Esta gravera ha sido objeto de un proyecto de "regeneración" de márgenes que ha eliminado el hábitat palustre que ocupaba la especie. No obstante, el carricerín todavía se detecta en otras graveras próximas situadas a lo largo del curso del Guadiana, entre Mérida y la desembocadura del río Matachel. En estas graveras se han detectado dos machos cantando, pero no se ha realizado una prospección exhaustiva. Existe también hábitat adecuado en una isla del embalse de Montijo, que no se ha prospectado (Benítez de la Cidoncha, com. pers.). Es improbable que una población tan reducida haya persistido al menos durante una década, por lo que la población a lo largo del Guadiana debe ser superior de lo que hasta ahora se pensaba, pero nunca ha sido cuantificada adecuadamente. Es posible también que el Guadiana actúe como un corredor que permita el intercambio de individuos entre las poblaciones extremeñas y las castellano-manchegas, lo que debe haber facilitado la colonización de las graveras mencionadas cuando las poblaciones manchegas eran más boyantes, aunque no es descartable que se hayan colonizado una vez que Tablas de Daimiel sufriera la degradación que ha sufrido.

La población mínima estimada para los humedales extremeños es de dos parejas.

Aragón

En Aragón existen datos de presencia probable y posible en diversas lagunas a lo largo del cauce del Ebro y en la confluencia con el Cinca, aunque la mayoría son de principios de 1990. En este estudio solo se han visitado dos humedales (figura 3, tabla 8), pero no se ha detectado en ninguno de ellos. En la laguna de Sariñena se recuperó en abril de 1996 un individuo anillado como invernante en el Prat de Cabanes-Torreblanca, lo que indica una probable reproducción en este

humedal, pero no se detectó en 2005. Por tanto, la población aragonesa debe ser muy reducida, pero no se dispone de datos cuantitativos.

Navarra

En Navarra solo se prospectó un humedal y dio resultado negativo. En esa misma cuadrícula hubo observaciones durante la época de cría de 2001, pues aparece marcada como de reproducción posible en el atlas de aves nidificantes. La población en esta comunidad debe ser pues muy reducida o nula.

Humedal	Observadores	Km transecto	Machos	Indet.
NAVARRA				
Balsa del Cardete	Ignacio Gámez Carmona	1,5	0	
ARAGÓN				
Saladas de Chiprana (Z)	Javier Lucientes		0	
Laguna de Sariñena (H)	Daniel Cazo y Guillermo Costas		0	
CASTILLA-LA MANCHA				
Laguna del Taray (Quero; TO)	Carlos Torralvo y Tom Gullik		0	
Laguna del Masegar (Quero; TO) 2005	Carlos Torralvo y Tom Gullik		0	
Laguna del Masegar (Quero; TO) 2006	Joan Castany y Germán López	2,4	0	
Los Albardiales (Quero; TO)	Carlos Torralvo y Tom Gullik		0	2
Lagunas de Villafranca de los Caballeros (TO); 2005	Carlos Torralvo		0	2
Lagunas de Villafranca de los Caballeros (TO); 2006	Joan Castany y Germán López	2,0	0	
Embalse de Castrejón (La Puebla de Montalbán; TO)	Gumersindo González		0	
Prados La Guardia (La Guardia; TO)	Juan Carlos Atienza		0	
Azud de Vadajos (Villarrubia de Santiago; TO)	Juan Carlos Atienza		0	
Azud La Aldehuela (Noblejas TO - Colmenar de Oreja M)	Juan Carlos Atienza		0	

Tabla 8. Humedales prospectados en comunidades autónomas sin costa.

Humedal	Observadores	Km transecto	Machos	Indet.
Lagunas de la Dehesa de Monreal (Dos Barrios; TO) 2005	V. Escandell, B. Molina, J. C. Atienza y J. C. del Moral	4,2	0	1
Lagunas de la Dehesa de Monreal (Dos Barrios;TO) 2006	Joan Castany y Germán López	5,5	1	0
Laguna Cenagosa (Argamasilla de Alba; CR)	José Antonio Cañizares		0	
P. N. Tablas de Daimiel (Daimiel; CR) 2005	Alejandro del Moral		0	4
P. N. Tablas de Daimiel (Daimiel; CR) 2006	Joan Castany y Germán López	5,1	4	2
Laguna del Pueblo (Pedro Muñoz;CR) 2006	Joan Castany y Germán López		0	
Lagunas de Alcázar de San Juan (CR) 2006	Joan Castany y Germán López		0	
Río Záncara Molino Caicedo (Mota del Cuervo-Socuéllamos;CU)	Juan Carlos del Moral	3,5	0	
Embalse de Buendía (Buendía-Sacedón; CU)	Juan Carlos del Moral	4,4	0	
Prados de Majarolín (El Provencio;CU)	Juan Carlos del Moral	0,9	0	
Laguna de Manjavacas (Mota del Cuervo; CU) 2005	Juan Carlos del Moral	1,2	0	
Laguna de Manjavacas (Mota del Cuervo; CU) 2006	Joan Castany y Germán López		0	
Laguna del Taray (Las Pedroñeras; CU) 2006	Joan Castany y Germán López		0	
Embalse de Bolarque (GU)	Juan Carlos del Moral	2,1	0	
Embalse de Almodovar (GU)	Pascual Alcázar Fernández	7,0	0	
Saladares de Cordovilla (AB)	José A. Cañizares Mata	1,9	0	
Laguna del Arquillo (AB)	José A. Cañizares Mata	1,3	0	
Laguna de Salobrejo (AB)	José A. Cañizares Mata	2,8	0	
Laguna de los Patos (AB)	David Cañizares Mata	1,5	0	
Laguna de Ontalafía (AB)	David Cañizares Mata	2,2	0	
Laguna Ojos de Villaverde (AB)	José A. Cañizares Mata	2,1	0	
EXTREMADURA				
Embalse de Portaje (CC)	Fco. Javier Caballero Gómez	2,0	0	
Embalse de Arrocampo (CC)	F. Javier Briz y Vicente Risco	3,5	0	
Graveras del Guadiana (BA)	José María Benítez de la Cidoncha	2		

Tabla 8. (Continuación). Humedales prospectados en comunidades autónomas sin costa.

RECOMENDACIONES PARA LA GESTIÓN ADECUADA DE LAS ZONAS DE NIDIFICACIÓN DEL CARRICERÍN REAL

La mayoría de los núcleos importantes de población de carricerín real en la geografía española están incluidos en espacios protegidos, sin que existan medidas de gestión dirigidas concretamente a la conservación de la especie. El escaso número de localidades en las que se reproduce implica que sea muy importante la conservación y protección de estos puntos. Las principales medidas de conservación serían:

- Adopción de las medidas necesarias para mantener el nivel hídrico de los humedales donde cría. El bombeo de agua para riego o el drenaje de acequias que tuvo lugar en el Prat de Cabanes (1994), sin que se instalasen mecanismos de control del flujo de agua, contribuyó a que el nivel de agua disminuyera demasiado rápidamente en la época de reproducción y la especie abandonara las crías. Es preciso, pues, evitar estas situaciones que tienen un efecto muy negativo sobre el éxito reproductor de la especie.
- Identificación de los lugares donde se reproduce dentro de los humedales y evitar alteraciones en la vegetación de estos puntos y en otros de características similares. El caso del marjal de Xeresa ha evidenciado el efecto negativo de la alteración de la vegetación en los lugares de nidificación. Entre estas perturbaciones cabe citar el fuego que debería usarse como medio de gestión únicamente bajo condiciones estrictamente controladas ya que, su uso indiscriminado y harto frecuente destruye 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 momentos y espacios de reproducción.
- Mantenimiento y mejora de 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.
- Medidas para evitar en lo posible la salinización de los humedales. Normalmente ésta viene provocada de forma natural por intrusiones marinas o de forma artificial por la sobreexplotación de las cuencas hidrográficas (turismo y

agricultura), dejando notar sus efectos a nivel vegetal. Juncos y salicornias sustituyen a carrizos, masiegas y eneas, especies imprescindibles para la ubicación de nidos de carricerín real.

- 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, masiega, enea y juncos, especialmente en islas o bordes de canales que se mantengan encharcados durante toda la época de cría.
- Promoción de la recuperación de la especie en la que fuera su principal localidad peninsular, el P. N. del Prat de Cabanes-Torreblanca, de forma que pueda volver a actuar como una fuente de emisión de individuos para la colonización de otros humedales. En dicho parque sería necesario aplicar las medidas anteriormente descritas.
- Continuación con el seguimiento de la evolución de la especie, con métodos estandarizados, en todos los humedales. De esta manera se conseguiría mejorar la estima de la población actualmente disponible e identificar con antelación posibles nuevas fluctuaciones de sus contingentes.

© Quique Marcelo



El carricerín real ya presenta desgaste de rectorices en primavera

METODOLOGÍA DE CENSO RECOMENDADA

En un censo dirigido a la cuantificación de la población de carricerín real en época reproductora se recomienda la realización de transectos para la recopilación de la información en el campo. A partir de éstos se obtendrán las densidades y con ellas se estimará la población de cada región, humedal, etc. En humedales con características muy concretas, se utilizará la estación de escucha como método de campo para obtener la información. Sólo en humedales muy pequeños se podrá saber el número de parejas que hay por conteo directo.

El carricerín real 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, 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. Tiende a evitar grandes extensiones de carrizales monoespecíficos, siendo más abundante cuando éstos coexisten con otras especies, como juncos (*Juncus* sp., *Scirpus* sp.), eneas o espadañas (*Typha dominguensis*) y masiega (*Cladium mariscus*). Se ha sugerido que resulta más abundante en carrizales que no han sufrido alteraciones recientes.

● **Número y fechas de visita:** El censo se podría realizar en una visita, pero si fuera posible se recomienda hacer dos a cada humedal. Aunque el ave tiene cantos territoriales desde febrero, los muestreos se deben hacer entre el 20 de abril y el 31 de mayo, pues en marzo y primeros de abril hay mucho carricerín común en migración y es muy fácil atribuir cantos de esta especie al carricerín real, por ello se debe acortar el periodo de censo a la época cuando menos coinciden ambas especies en los humedales españoles.

● **Horario:** Sólo se trabajará durante las cuatro primeras horas de la mañana.

● **Censo:** Se considerará cada zona húmeda como un área de estudio independiente. Si la zona húmeda se divide en diferentes láminas de agua u otras estructuras identificables por separado, se debe recopilar la información en un mapa indicando cómo se ha dividido el área de estudio y se representarán todos los recorridos hechos en cada parte. Si es posible, también se representarán todos los contactos con la especie obtenidos.

En humedales pequeños se recorrerá todo el perímetro lagunar y se indicará en el campo correspondiente de la ficha (anexo II), que el taxiado se hizo con una banda (en estos casos en el otro lado del observador no habrá vegetación de la laguna, sino cultivos o cualquier otro hábitat); en ellos se procurará muestrear la laguna entera. En humedales más grandes —cuyo perímetro no pueda ser totalmente recorrido— se seleccionarán los transectos de forma que sean lo más representativos posible de la diversidad de ambientes presentes, sin dirigir los recorridos a los sitios donde se sabe que está la especie. Si el tamaño del humedal lo permite sería necesario recorrer todas las orillas, tanto periféricas como internas del humedal, siempre que existan caminos (en ocasiones se pueden recorrer desde una barca). Siempre que se pueda, por la extensión del humedal, hacer un mínimo de 5 km, y si es posible más.

Se recomienda anotar la distancia estimada con cada contacto (macho cantando, pareja o grupo), indicada como la distancia perpendicular a la línea de progresión o la mínima distancia al transecto. Esta distancia se estimará cuando se llega al punto más cercano del recorrido del censador con respecto a la ubicación del ejemplar (o ejemplares), aunque éste haya dejado de cantar en ese momento. Es decir, si se camina en línea recta se anotará la distancia al ave cuando ésta esté a la izquierda o derecha del observador en ángulo recto respecto a su camino (90° respecto a la trayectoria), nunca en diagonal. Si se realizan varios recorridos en un humedal, se anotarán los distintos taxiados en distintas fichas y luego se considerarán juntas todas las del humedal. En el mapa se anotará el número del recorrido que se corresponda con el número de recorrido de la ficha. Eso permitirá identificar duplicaciones en contactos y que el censo se pueda repetir igual cada vez que se desee, lo que establecerá la tendencia de la especie en cada zona estudiada.

Si no se puede recorrer el humedal bordeando la vegetación palustre sino que en ocasiones hay que separarse de ella —por presencia de vallas u otros obstáculos—, indicar en las fichas la distancia en la que ha ocurrido esto (distancia al humedal desde el punto del transecto) y marcar esos tramos en el mapa. Eso permitirá evaluar el grado de cobertura real del censo en la zona y su fiabilidad.

Es muy importante que el taxiado sea de la mayor longitud posible. De esta forma se comprobará realmente si la especie está en el humedal (por lo general es una especie muy escasa). Además eso permitirá que, cuando esté presente en la zona, el número de contactos será mayor y los análisis que se realicen serán más sólidos.

En los humedales donde no se detecte ningún individuo durante los taxiados, se recomienda utilizar el reclamo de carricerín real, siempre fuera de dichos taxiados, para ver si está o no presente en el lugar. En estos casos, la especie será muy escasa y bastará colocar el reclamo cada 50 m y anotar los ejemplares detectados. En las observaciones se indicará que esos contactos han sido obtenidos mediante la utilización de reclamos.

Se debe registrar en la ficha de censo cada contacto independientemente para anotar todas las características (n.º de ejemplares, variables de vegetación, etc.). Por lo general se detectarán machos cantando. En fechas tardías se pueden ver grupos familiares; en ese caso se anotará el número de ejemplares contactados, y si es posible la edad y el sexo de cada uno. Si lo que se observa es una pareja se anotará debidamente (anexo II). También se anotará en la ficha si los ejemplares se encuentran en la orilla o si están instalados en manchas de vegetación (islas) separadas de la orilla en el interior del humedal. Al final se completarán, a modo de resumen, los resultados generales del recorrido. Esto permitirá realizar los cálculos de población de forma más exacta, pues pueden variar en función de esas variables.

Teniendo en cuenta que es un canto difícil, es bueno que se oiga una grabación de la especie repetidas veces en casa para acostumbrarse a él. Se extremarán las precauciones para no confundir la especie con otros carriceros, especialmente con el carricerín común que está de paso en numerosos humedales. Es recomendable, antes de hacer el trabajo de campo, practicar con un CD en casa escuchando cantos de carricerín real, carricerín común y carricero común.

Es recomendable censar bien el carricero común en los taxiados o estaciones de escucha que se realicen, porque esta especie es más numerosa y sus contactos servirán también para estimar la probabilidad de detección del escaso carricerín real y, por lo tanto, para mejorar la estima de la densidad de éste (curvas de detectabilidad tomando como base una especie semejante). Esto permitiría realizar mejores cálculos para el carricerín real en aquellos lugares que al ser escaso el número de contactos obtenidos con esta especie, no permitan realizar las correcciones en función de su detectabilidad.

Al censar el carricerín real es muy útil registrar los contactos obtenidos con otras especies: escribano palustre, buscarla unicolor y bigotudo, principalmente. Esto permitirá recopilar información de estas especies que son muy escasas en nuestro territorio y para las que no existe buena información.

Consejos prácticos para la identificación de la especie por el canto

- 1.** El carricerín real macho emite frecuentemente al iniciar su canto, o incluye en él a ciertos intervalos, una serie de sonidos aflautados seguidos, generalmente de tono creciente, que pueden recordar a algunos de los que emite el ruiseñor común. Estos sonidos son definitivos para la identificación de la especie. Valdrá la pena entonces, ante la duda, esperar un rato para intentar escucharlos.
- 2.** Cuando el carricerín real pulula cerca del agua emite un “chec chec” como el de la curruca capiroxada pero a mitad de volumen (conviene prestar especial cuidado en las zonas donde también hay ambas especies). Si este “chec chec” se oye a unos 50 ó 60 m no se trata de un carricerín real, porque a éste sólo se le escucha cuando está relativamente cerca (hasta 20-25 m, como mucho).
- 3.** Hay machos de carricerín común que cantan en las puntas de los carrizos secos y altos; el carricerín real lo hace raramente. Cuando el carricerín real canta, lo hace posado en la mitad del carrizo y normalmente en carrizos medianos o bajos.
- 4.** El carricerín común, cuando se desplaza cerca del agua, emite un reclamo también muy singular e inequívoco; es un canto rasgado y seguido (para oírlo también se ha de estar a 20-25 m, como mucho), una especie de sonido gutural “gri gri gri gri”.
- 5.** En muchos humedales coinciden los carricerines con carricero común. La mayor diferencia de cantos existe entre el carricero común (canto rasgado y poco melodioso) y el carricerín real (canto más agudo y menos raspante); el carricerín común presenta un canto intermedio, por lo que hay que prestar mucha atención. Además, el carricerín real no es buen volador, raras veces hace vuelos largos (de más de 10 m), mientras que el carricero común sí.
- 6.** Con la identificación visual también se debe tener mucho cuidado, porque efectivamente se parecen mucho (el carricerín real es más oscuro que el carricerín común, que tiene colores más cremosos).

ESTADO DE CONSERVACIÓN

El objetivo básico de este censo es obtener algunos de los parámetros que permitan evaluar el estado de conservación de la población reproductora de carricerín real. En esta monografía se comparan los resultados obtenidos en el censo con la información previa, de forma que esas diferencias faciliten realizar un análisis de varios parámetros que en sí permitirá conocer la situación actual de la especie en España. Para realizar el análisis se han utilizado los criterios y categorías de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, 2001), y las directrices para su aplicación a escala regional (en este caso la región es España), en particular cuando existe la posibilidad de contacto con las poblaciones de regiones vecinas que puede modificar el riesgo de extinción (Gärdenfors *et al.*, 2001).

La especie se ha evaluado con los criterios de la UICN como si la población española se encontrara completamente aislada de regiones vecinas, obteniéndose en primera instancia una primera categoría de amenaza. Se analizó la posibilidad de modificar la categoría obtenida atendiendo al posible intercambio o 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 donde ha sido evaluado (Gärdenfors *et al.*, 2001). Esto es debido a que existen poblaciones lo suficientemente cercanas y con carácter migratorio que podrían realizar esta función (básicamente la población francesa).

Tendencia poblacional

La tendencia de esta especie en España es claramente negativa en toda su área de distribución y a todas las escalas: estatal, comunidad autónoma, provincia y en cada humedal. Así, se puede establecer, según la información previa y su comparación con el censo realizado en 2005, que la población de carricerín real ha sufrido una disminución de su población de al menos un 50%, desde una media de 2.024 parejas en la década de 1990 a 1.017 en 2005. Esto sitúa la especie dentro de la categoría "En Peligro" ya que cumple el criterio A2c. El carricerín real ha visto reducida su población de forma posiblemente reversible, aunque las causas del declive pueden no haber cesado. Se tienen datos de censos previos y

actuales que ratifican dicha evolución y en muchos de los humedales donde se registraba la especie no se ha encontrado, además la mayoría de ellos presentan un deterioro grave para sus requerimientos ecológicos.

Área de ocupación

La especie se ha encontrado en más de 10 localidades pero en su conjunto suman menos de 500 km², esto, unido a su declive continuado en los últimos 10-15 años en el área de distribución, área de ocupación, calidad del hábitat, número de localidades, y número de individuos maduros, hace que cumpla con el criterio B2b (i, ii, iii, iv y v) de la UICN. Además, en determinados humedales con niveles hídricos muy variables y con buena población de la especie como algún caso de la Comunidad Valenciana, se producen fluctuaciones que originan que la especie esté incluida también en B2ab. Por ello, según estos criterios se situaría también en la situación de las especies "En Peligro".

Población pequeña y en declive

La población censada en 2005 para esta especie se sitúa cerca de las 1.000 parejas, por lo que se encuentra por debajo del límite de 2.500 individuos considerados por la UICN para la categoría de "En Peligro", lo que situaría al carricerín real en dicha categoría. No se tiene información de la disminución poblacional de los cinco últimos años, ni de las dos últimas generaciones, pero sí se sabe que en los últimos diez años el declive ha sido superior al 10%, por lo que el carricerín real cumpliría en este caso el criterio C1 y se situaría en la categoría "En Peligro", según esta información.

Rescate poblacional

Esta subespecie también se distribuye por el sureste de Francia, país donde la especie no aparece en el último Libro Rojo de las aves de Francia. Mediante datos de anillamiento sí se ha podido detectar aportes poblacionales de aves francesas al menos en invernada, pero no se han podido comprobar casos de reproducción de esas poblaciones vecinas. Por ello, en ausencia de mayor información se concluye que no es posible considerar la disminución del riesgo de extinción basándose en un hipotético rescate por parte de la población francesa.

Riesgo de extinción

Por lo tanto, el carricerín real califica en la categoría de la UICN En Peligro [EN] por cumplir los criterios [A2c y B2b (i, ii, iii, iv y v)/c].

La situación del carricerín real en España

La especie se encuentra como reproductora en no más de 15 humedales de forma regular y en cifras muy bajas (casi presenciales) en la mayoría de ellas, pues solo mantiene poblaciones ligeramente cuantiosas en escasos humedales la Comunidad Valenciana y en un humedal de Islas Baleares. Está bien documentada la disminución de la población en la última década y el mal estado de conservación de muchos de los humedales donde aún se encuentra. Además, su tamaño de población es relativamente pequeño y está concentrada en pocos humedales. Esto hace crítica su situación y exige medidas activas y urgentes para su conservación, entre las que destaca su inclusión en los catálogos, nacional y autonómicos, de especies amenazadas. Por lo tanto, el carricerín real califica en la categoría de la UICN En Peligro [EN] por cumplir los criterios [A2c y B2b].

© Quique Marcelo



El carricerín real canta desde la parte media de la vegetación palustre.

RESUMEN

El censo de carricerín real promovido por SEO/BirdLife a escala estatal en 2005 se realizó en todos los humedales importantes para la especie (54 de los 75 pre-establecidos). No pudieron ser muestreadas todas las zonas con alguna referencia histórica de cría de carricerín; no obstante, se dispone de información relativamente reciente de éstas, aunque se trata de localidades con abundancia muy escasa o con dudosa posibilidad de cría, por lo que la población estimada se considera que está muy próxima a la realidad.

El muestreo se estableció entre el 20 de abril y el 31 de mayo, aunque excepcionalmente alguna localidad se visitó fuera de estas fechas. El trabajo de campo consistió en la realización de transectos y en determinadas ocasiones en estacionamientos de escucha. En primer lugar, se calculó la densidad de población de carricerín real a partir de los datos recopilados, aplicando la función de detectabilidad mediante la estima de la densidad media para cada humedal. Y, en segundo lugar, se obtuvo un valor numérico de la población en cada localidad a partir de los datos sobre extensión de hábitat potencial en cada zona húmeda, usando el valor de densidad calculado anteriormente. La estima de individuos N se obtuvo teniendo en cuenta la probabilidad de detectar cada ejemplar, mediante la fórmula: $N=C/p$, donde C es el número de animales contactados y p la probabilidad de detectar a un animal presente en el área de estudio.

Para ajustar las curvas de detección y estimar tanto las densidades como las abundancias se utilizó el programa DISTANCE 4.1.

La población española de carricerín real en 2005 se estima en 1.017 parejas, con un intervalo de confianza del 95% que sitúa dicha población entre 484 y 1.777 parejas. Esta población tiene un área de distribución muy agregada, pues más del 90% de la misma se concentra en unos pocos humedales de dos comunidades autónomas: Baleares (55%) y Comunidad Valenciana (43%).

Las cifras mostradas podrían estar algo subestimadas ya que no existen buenos datos, ni antiguos ni modernos, de la población extremeña. Además, en esta ocasión no se cubrieron bien Navarra ni Aragón, aunque estas comunidades no pueden aportar cifras importantes. Es de destacar la pequeña población encontrada en Cataluña respecto a la población publicada en otras ocasiones. En esta comunidad no se descarta que estuviera sobrestimada anteriormente.

Aunque existen cerca de 70 localidades en todo el estado donde se ha citado la especie como posible reproductora, la población se concentra en muy pocos humedales. Las dos localidades más importantes para la especie son: P. N. de S'Albufera de Mallorca (Balears), que acoge casi el 50% de la población reproductora, seguido a distancia por el P. N. de Marjal de Pegó-Oliva (Valencia) que acoge el 14%. El resto de población se concentra básicamente en P. N. de El Hondo, marjal de Xeresa, P. N. Prat de Cabanes-Torreblanca, P. N. de Albufera de Valencia y P. N. de salinas de Santa Pola. P. N. de El Delta del Ebro y P. N. de Tablas de Daimiel, que hace una década tenían poblaciones de varias decenas de parejas, actualmente presentan poblaciones muy reducidas.

Se han recopilado los datos disponibles sobre estimas poblacionales o índices de abundancia en humedales españoles en cualquier periodo anterior a la realización de este estudio. Comparando las cifras conocidas históricamente de 20 humedales para los que los censos son más fiables, en todos los casos la estima de 2005 es menor, e incluso llega a no detectarse la especie en diez espacios anteriormente ocupados. Por tanto, resulta clave la evidencia de que la especie ha experimentado un importante declive durante la última década.

Esta disminución resulta dramática en el caso del Prat de Cabanes-Torreblanca, una de las dos mejores localidades para la especie en España y que ha sido objeto de un seguimiento especial por los autores. En esta localidad se estimaba una población de 400-500 parejas a mediados de 1990, a partir de esos años se produjo un rápido descenso de la densidad hasta llegar a quedar en la mitad de la conocida en años previos y se pasó a estimar la población en 150-170 parejas. Lamentablemente ese declive ha continuado hasta la actualidad, de forma que en este estudio se han encontrado aproximadamente una cincuentena de parejas, es decir, el 10% de la población de hace 15 años.

Se considera que la población a mediados de 1990 era de unas 2.000 parejas, mientras que en la actualidad escasamente se supera la mitad, por lo que se puede concluir que la población de carricerín real en España ha experimentado una reducción mayor al 50% en una década.

La especie se encuentra como reproductora en muy pocos humedales y en cifras muy bajas (casi presenciales) en la mayoría de ellas (solo mantiene poblaciones ligeramente cuantiosas en escasos humedales de la comunidad de Valencia y en un humedal de Islas Baleares). Además, el mal estado de conservación de muchos de los humedales donde aún se encuentra y el reducido tamaño de su po-

blación agrava aún más su situación. Así, la especie se encontraría en un estado muy desfavorable de conservación. Lo más preocupante es la disminución de la población detectada en la última década, lo que hace calificar en la categoría “En Peligro” de la UICN [EN] por cumplir criterios para ello [A2c y B2b].

© Quique Marcelo



El carricero real siempre está ligado a humedales encharcados

SUMMARY

The national Moustached Warbler census promoted by SEO/BirdLife in 2005 took place in all wetlands identified as being important for the species (i.e. 54 out of the 75 pre-established wetlands). However, not all of the 21 areas for which historic breeding records of Moustached Warbler exist could be surveyed. Nonetheless, fairly recent data on these localities is available and shows very scarce presence or unlikely breeding for the species; therefore, the population estimated in the 2005 census is thought to be very close to the actual population size.

The survey was set up between April 20th and May 31st, although some localities were visited outside these dates as an exception. Fieldwork consisted of line transects and, in particular cases, point counts. The figures obtained were corrected by means of the detectability calculated for the species based on the distance of contacts to the transects. Firstly, the population density for Moustached Warbler was calculated with the data compiled applying the detectability function by estimating the average density for each wetland. Secondly, population figures were obtained for each locality based on the surface of potential habitat for the species at each wetland and using the density values previously calculated. The programme DISTANCE 4.1 was applied to adjust the detection curves and to estimate both densities and abundances.

The estimates for individuals N was obtained taking into account the likelihood to detect each of them, by means of the formula: $N = \frac{C}{p}$, where C is the number of animals contacted and p is the probability to detect an animal that is present in the study area.

The Spanish population of Moustached Warbler in 2005 is estimated to be 1,017 pairs, with a 95% confidence interval that sets it between 484 and 1,777 pairs. Within its range, the population of this species is very aggregated, since over 90% concentrates in a few wetlands in two Autonomous Communities: Islas Baleares (55%) and Comunidad Valenciana (43%).

Population size might be somehow underestimated, since no data exists, whether old or recent, for the populations in Extremadura. Moreover, two other Autonomous Communities, Navarra and Aragón, were not well covered in the census, although neither of them is likely to contribute significantly. The small

population encountered in Cataluña as compared with estimates in previous censuses is to be noted. The possibility that population size has been overestimated in the past cannot be dismissed.

Although there are almost 70 localities all over Spain where the species has been cited as a likely breeder, the population concentrates in very few wetlands. The two most important localities for the species are S'Albufera de Mallorca (Balearic Islands), which hosts almost 50% of the breeding population, followed downwards by the Marjal de Pego-Oliva (Valencia), with 14%. The rest of the population mainly remains in El Hondo, Marjal de Xeresa, Prat de Cabanes-Torreblanca, Albufera de Valencia and Santa Pola saltpans. Delta del Ebro and Tablas de Daimiel, which hosted several tens of pairs a decade ago, currently show very reduced populations.

All population estimates or abundance indexes for the species in Spanish wetlands available for any period before the census undertaken for this study have been compiled. When comparing historic figures known for 20 wetlands for which censuses are fully reliable, the 2005 estimates are lower in all cases, with Moustached Warbler even being undetected in ten sites where it was previously present. The evidence that the species has undergone a marked decline during the last decade is outstanding.

Such a decline is dramatic for the case of Prat de Cabanes-Torreblanca, one of the best two localities for the species in Spain that has been subject to close monitoring by the authors. The Moustached Warbler population estimated for this site amounted to 400-500 pairs in the mid-1990s; population density underwent a rapid decline ever since, until it went down to half the figures known in previous years, with population estimates being 150-170 pairs. Unfortunately, this decrease has been ongoing to date and the current population after the 2005 census only amounts to some 50 pairs, i.e. 10% of that determined 15 years back.

The Spanish population of the Moustached Warbler was considered to tally some 2,000 pairs in the mid-1990s, while a decade later it is just above half that figure. Therefore, it can be stated that the decrease undergone by the species in Spain is above 50% in only ten years.

The species breeds in very few wetlands and in very low numbers, with presence being almost residual in most of the wetlands. Populations only show slightly high figures in some of the wetlands in the Comunidad Valenciana, and in one

The Moustached Warbler in Spain

wetland of the Islas Baleares. Moreover, the bad conditions in many of the wetlands where this warbler remains and its low population numbers contribute to worsening the situation of the species, which seems to be in a very unfavourable conservation status. The sharp decrease in the population of Moustached Warbler during the last decade is most worrying, and the species should be upgraded to "endangered" since it complies to criteria A2a and B2b of the IUCN.



Comarca Real.

COLABORADORES

Aragón

Daniel Cazo, Guillermo Costas y Javier Lucientes.

Islas Baleares

Joan Castany y Pere Vicens.

Castilla-La Mancha

■ *Albacete*

David Cañizares Mata y J. Antonio Cañizares Mata.

■ *Ciudad Real*

Alejandro del Moral, Germán López, Joan Castany y J. Antonio Cañizares Mata.

■ *Cuenca*

Germán López, Joan Castany y Juan Carlos del Moral.

■ *Guadalajara*

Pascual Alzázar y Juan Carlos del Moral.

■ *Toledo*

Blas Molina, Carlos Torralvo, Germán López, Joan Castany y Juan Carlos Atienza, Juan Carlos del Moral, Tom Gullik y Virginia Escandell.

Cataluña

Coordinador: Ricard Gutiérrez.

Colaboradores: Armand Ramal, Carles Barriocanal, David Bigas, Diego García, Elena Borrego, Fabricio Pardo, Ferrán López, Francesc Vidal, Francesc Xavier Santaefemia, Joan Castany, Jordi Martí-Aledo, Iván Sánchez, J. Antonio Muyas, Pere-Josep Jiménez, Ricard Gutiérrez y Xavier Sampere.

Extremadura

Fco. Javier Briz, Fco. Javier Caballero, J. María Benítez y Vicente Risco.

Navarra

Ignacio Gámez Carmona y Pedro Arratíbel Jáuregui.

Comunidad Valenciana

■ *Alicante*

Antonio Sáez, Germán López, Joan Castany, Juan Monrós y Roque Belenguer.

■ *Castellón*

Joan Castany, Miquel Tirado, Gregorio Ros y Jesús Tena.

■ *Valencia*

Joan Castany, J. Antonio Peris, Juan Monrós y Nacho Dies.

BIBLIOGRAFÍA

Aymí, R. 1991. Primeres recuperacions llunyanes de la Boscarla Mostatxuda (*Acrocephalus melanopogon*) a la Mediterrànea occidental. *Butlletí Parc Natural Delta de l'Ebre*, 6: 38-40.

Bacetti, N. 1985. The vertical distribution of three passerine birds in a marshland of Central Italy. *Ringing and Migration*, 6: 93-96.

Benítez de la Cidoncha, J. M. 2002. Carricerín real. *Ardeola*, 49: 193.

Bibby, C. J. 1982. Studies of West Palearctic birds. 184. Moustached Warbler. *Brit. Birds*, 75: 346-359.

Bigas, D. y Copete, J. L. 2004. Repicatalons *Emberiza schoeniclus*. En, J. Estrada, V. Pedrocchi, L. Brotons y S. Herrando (Eds.): *Atles dels ocells nidificants de Catalunya 1999-2002*, pp. 546-547. Institut Català d'Ornitologia/Lynx Edicions. Barcelona.

Blondel, J. y Isenmann, P. 1981. *Guide des oiseaux de Camargue*. Delachaux et Niestlé. Neuchâtel.

Bota, G. 2004. Repicatalons *Emberiza schoeniclus*. En, J. Calvet, J. Estrada, S. Mañosa, F. Moncasí, y J. Solans, (Eds.): *Els Ocells de la Plana de Lleida*, pp. 399-400. Pagès Editors. Lleida.

CAMA-Castilla-La Mancha. 2002. *Libro Rojo de los Vertebrados Terrestres de Castilla-La Mancha*. Consejería de Agricultura y Medio Ambiente. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Toledo.

Castany, J. y López, G. 1996. Comparación de la composición de las comunidades de passeriformes palustres nidificantes en zonas húmedas del Mediterráneo. En, R. Carbonell y M. Juliá (Eds): *XII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp. 117-119. SEO/BirdLife. Madrid.

Castany, J. 2003. *El carricerín real (Acrocephalus melanopogon) en el P. N. del Prat de Cabanes-Torreblanca*. Tesis Doctoral. Universidad de Valencia. Valencia.

Castany, J. y Del Campo, F. 2005. *La Xitxarra de canyar (Acrocephalus scirpaceus): un bioindicador ecològic a les Goles del Millars*. Documento inédito. I Jornades de recuperació del Millars-2005.

Castany, J. y López, G. 1990. *Dinámica poblacional de los passeriformes palustres nidificantes en el Prat de Cabanes-Torreblanca*. Informe inédito. Conselleria d'Agricultura i Pesca. Comunitat Valenciana.

Castany, J. y López, G. 2000. Comparación de la composición de las comunidades de passeriformes palustres nidificantes en zonas húmedas del Mediterráneo. En, R. Carbonell y M. Juliá (Eds.): *XII Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp. 117-119. SEO/BirdLife. Madrid.

Castany, J. y López, G. 2002. Estudio de la dinámica poblacional del carricerín real (*Acrocephalus melanopogon*) en el P. N. del Prat de Cabanes-Torreblanca mediante anillamiento con esfuerzo constante. En, A. Sánchez, (Ed.): *Actas de las XV Jornadas Ornitológicas Españolas*, pp. 175. SEO/Birdlife. Madrid.

Castany, J. y López, G. 2003. Carricerín real *Acrocephalus melanopogon*. En, R. Martí y J. C. del Moral (Eds.): *Atlas de las Aves Reproductoras de España*, pp. 458-459. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.

Cramp, S. (Ed.) 1992. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. VI. Warblers*. Oxford University Press. Oxford.

Del Moral, J. C. (SEO/BirdLife). 1996. *Situación del carricerín real (Acrocephalus melanopogon) y otros passeriformes palustres en las provincias de Albacete, Ciudad Real, Cuenca, Guadalajara y Toledo*. Informe para la Consejería de Agricultura y Medio Ambiente de la Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Madrid.

Escandell, A. 1997. *Atlas dels ocells nidificants de Menorca*. Ed. GOB-Menorca. Menorca.

Escandell, R., Catchot, S. y Torrents, F. 1994. *Ocells de Menorca*. Ed. GOB-Menorca. Menorca.

Estrada, J., Pedrocchi, V., Brotons, L. y Herrando, S. (Eds.). 2004. *Atlas dels Ocells Nidificants de Catalunya 1999-2002*. Institut Català d'Ornitologia (ICO)/Lynx Edicions. Barcelona.

Ferrer, X., Martínez-Vilalta, A. y Muntaner, J. 1986. *Historia Natural dels Països Catalans. Vol 12: Ocells*. Enciclopèdia Catalana. Barcelona.

Gärdenfors, U.; Hilton-Taylor, C., Mace, G. M. y Rodríguez, J. P. 2001. The application of IUCN Red List criteria at regional levels. *Conservation Biology*, 15: 1206-1212.

Garnett, M. y Garnett, A. 1989. *La Mancha Project, February-June 1989. Final report*. Informe inédito para el International Council for Bird Preservation (ICBP). Cambridge.

Gutiérrez, R. 2005. *Censo de aves nidificantes 2005: Escribano palustre Emberiza schoeniclus whyterbi y carricerín real Acrocephalus melanopogon*. Informe inédito. Direcció General del Medi Natural. Generalitat de Catalunya. Barcelona.

Guzzon, C. 1997. Forapaglie castagnolo (*Acrocephalus melanopogon*): presenza nel Friuli-Venezia Giulia. *Fauna*, 4: 125-130.

- Harrison, C. 1983. *Guía de campo de los nidos, huevos y polluelos de las aves de España y de Europa*. Ed. Omega. Barcelona.
- Hoegher, S. 1989. *Guide des oisillons et poussins des oiseaux d'Europe*. Delachaux et Niestlé. Neuchâtel.
- Lancia, R. A., Nichols, J. D. y Pollock, K. H. 1996. Estimating the number of animals in wildlife populations. En, T. A. Bookhout (Ed.): *Research and management techniques for wildlife and habitats*. The Wildlife Society. Bethesda.
- Leisler, B. 1973. Die Jahresverbreitung des Mariskensängers (*Acrocephalus melanopogon*) nach Beobachtungen und Ringfunden. *Die Vogelwarte*, 27: 39-50.
- Martínez-Vilalta, A., Bertolero, A., Bigas, D., Paquet, J.-Y. y Martínez-Vilalta, J. 1998. Descripció de la comunitat de passeriformes que nidifica als canyissars del delta de l'Ebre. *Butlletí Parc Natural Delta de l'Ebre*, 10: 28-35.
- Martí, R. y 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.
- Muntaner, J., Ferrer, X. y Martínez-Vilalta, A. 1983. *Atlas dels ocells nidificants de Catalunya i Andorra*. Ketres Editora. Barcelona.
- Purroy, F. J. (Ed.) 1997. *Atlas de las aves de España (1975-1995)*. Lynx Edicions. Madrid.
- Quaglierini, A. 1999. Biología reproductiva del Forapaglie castagnolo (*Acrocephalus melanopogon*) nella palude del lago di Massaciuccoli (Lucca-Pisa). *Picus*, 25: 5-24.
- Ramos, E. 1994. *Els aucells de Menorca*. Ed. Moll. Palma de Mallorca.
- Rebassa, M., Muntaner, J. y Ramis, B. 2002. *Aus de les Illes Balears*. Ed. Perifèrics Divulgació. Palma de Mallorca.
- Rebassa, M. y Vicens, P. 2006. La Albufera de Mallorca, un frágil y valioso refugio para el carricerín real. *La Garcilla*, 126: 18-21.
- Rocamora, G. y Yeatman-Berthelot, D. 1999. *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.
- Taylor, R. 1993. *Habitat and feeding ecology of Acrocephalus melanopogon and the impact of recent fires and management practices at S'Albufera de Mallorca*. Informe inédito para la Consejería de Medio Ambiente de Islas Baleares. Mallorca.

Taylor, R. 1994. Autoecología de *Acrocephalus melanopogon* en S'Albufera de Mallorca. *Butll. Parc Natural de S'Albufera de Mallorca*, 1: 33-45.

Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., Pollard, J. H. y Bishop, J. R. B. 2004. *Distance 4.1. Release 2*. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>

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.

Velasco, T., Torralvo, C., Picazo, J., López, M., Cañizares, D., Cañizares, J. A. y Lara, Á. J. 2003. Nuevos datos sobre distribución y estimación poblacional de los efectivos de cuatro especies de passeriformes palustres escasas en Castilla-La Mancha. *Anuario Ornitológico de Ciudad Real 2002-2003*: 161-170.

Vicens, P. y Mayol, J. 1995. Seguiment de l'Avifauna del Parc juliol 1993-agost 1994. *Butll. P. N. de S'Albufera de Mallorca*, 2: 17:34.

Yuste, M. 1993. Carricerín real *Acrocephalus melanopogon*. En, J. I. Dies y B. Dies (Eds.): *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana*, pp. 106. Estación Ornitológica de la Albufera. Valencia.

Yuste, M. 1994. Carricerín real *Acrocephalus melanopogon*. En, J. I. Dies y B. Dies (Eds.): *Anuario Ornitológico de la Comunidad Valenciana*, pp. 95. Estación Ornitológica de la Albufera. Valencia.

ANEXO I. Localidades con referencias de cría posible, probable o segura de carricerín real. Su distribución se muestra en la figura 3 en color oscuro las localidades censadas en 2005 y en claro las no censadas en esta ocasión.

N	Censada	Localidad	Comunidad autónoma
1	SI	Laguna de Sariñena (Sariñena)	Aragón
2	NO	Río Cinca	Aragón
3	NO	Alcañiz (Laguna, Embalse)	Aragón
4	NO	Embalse de Valdestremera (TE)	Aragón
5	NO	Embalse de Mequinenza	Aragón
6	NO	Río Ebro (Escatrón-Alborge)	Aragón
7	NO	Río Ebro (Pina de Ebro)	Aragón
8	SI	Saladas de Chiprana (Chiprana)	Aragón
9	NO	Ses Feixes (Menorca)	Islas Baleares
10	NO	Sonsaura del Norte (Menorca)	Islas Baleares
11	NO	Sonsaura del Sur (Menorca)	Islas Baleares
12	NO	S'Albufera des Grau (Menorca)	Islas Baleares
13	NO	Son Bou, Menoría (Menorca)	Islas Baleares
14	SI	P. N. de S'Albufera de Mallorca (Alcudia)	Islas Baleares
15	SI	Saladares de Cordovilla (Torralba)	Castilla-La Mancha
16	SI	Laguna del Arquillo (Masegoso-Robledano)	Castilla-La Mancha
17	SI	Laguna de Salobrejo (Higuera)	Castilla-La Mancha
18	SI	Laguna de Ojos de Villaverde (Robledo)	Castilla-La Mancha
19	SI	Laguna de los Patos (Hellín)	Castilla-La Mancha
20	SI	Laguna de Ontalafia (Ontalafia)	Castilla-La Mancha
21	SI	Laguna de Tinarejos (Albacete)	Castilla-La Mancha
22	SI	Laguna Cenagosa (Argamasilla de Alba)	Castilla-La Mancha
23	SI	Laguna de Villafranca (Villafranca de los Caballeros)	Castilla-La Mancha
24	SI	Tablas de Daimiel (Daimiel)	Castilla-La Mancha
25	SI	Lagunas de Pedro Muñoz (Pedro Muñoz)	Castilla-La Mancha
26	SI	Embalse de Buendía (Buendía-Sacedón)	Castilla-La Mancha
27	SI	Laguna de Manjavacas (Mota del Cuervo)	Castilla-La Mancha
28	SI	Prados de Majarolín (El Provencio)	Castilla-La Mancha
29	SI	Río Zancara Molino Caicedo (Mota del Cuervo-Socuéllamos)	Castilla-La Mancha
30	SI	Laguna del Taray (Pedroñeras)	Castilla-La Mancha
31	SI	Embalse de Almoguera (Almoguera)	Castilla-La Mancha
32	SI	Embalse de Bolarque (Bolarque)	Castilla-La Mancha
33	SI	Azud de Vadajos (Villarrubia de Santiago)	Castilla-La Mancha
34	SI	Azud La Aldehuela (Noblejas TO-Colmenar de Oreja M)	Castilla-La Mancha
35	SI	Dehesa de Monreal (La Guardia)	Castilla-La Mancha

Anexo I. Continuación

36	SI	Prados de la Guardia (La Guardia)	Castilla-La Mancha
37	SI	Embalse de Castejón (La Puebla de Montalbán)	Castilla-La Mancha
38	SI	Laguna Albardiales (Quero)	Castilla-La Mancha
39	SI	Laguna de Pastrana (Villafranca de los Caballeros)	Castilla-La Mancha
40	SI	Laguna de Vadoancho (Quero)	Castilla-La Mancha
41	SI	Laguna del Masegar (Quero)	Castilla-La Mancha
42	SI	Laguna del Taray (Quero)	Castilla-La Mancha
43	NO	Desembocadura río Llobregat	Cataluña
44	NO	Aiguamolls de l'Empordà	Cataluña
45	NO	Pantano de Camelis (Alcarràs)	Cataluña
46	NO	Pantano de Utxesa y Camelis	Cataluña
47	SI	P. N. Delta de l'Ebre (Deltebre)	Cataluña
48	SI	Aiguamolls del Baix Empordà	Cataluña
49	SI	Sils (Sils)	Cataluña
50	SI	Torredembarra (Torredembarra)	Cataluña
51	SI	Reserva Natural de Sebes (Flix)	Cataluña
52	SI	Graveras del Guadiana (Mérida)	Extremadura
53	NO	Embalse de Galgos en Esparralejo o Embalse de Montijo	Extremadura
54	SI	Embalse de Arrocampo (Saucedilla)	Extremadura
55	SI	Embalse de Portaje (Torrejoncillo)	Extremadura
56	SI	Balsa del Cardete (Cardete)	Navarra
57	NO	Laguna de Pitillas (Pitillas)	Navarra
58	SI	Clot de Galvany	Comunidad Valenciana
59	SI	El Hondo (Elche)	Comunidad Valenciana
60	NO	Embalse de Crevillente	Comunidad Valenciana
61	SI	Lagunas de Torrevieja	Comunidad Valenciana
62	SI	Salinas de Santa Pola	Comunidad Valenciana
63	SI	Desembocadura río Mijares (Borriana-Almassora)	Comunidad Valenciana
64	SI	Marjal de Almenara	Comunidad Valenciana
65	SI	Marjal de Peñíscola	Comunidad Valenciana
66	SI	P. N. Prat Cabanes-Torreblanca (Cabanes, Torreblanca)	Comunidad Valenciana
67	NO	Embalse de Bellús, Bellús (Valencia)	Comunidad Valenciana
68	NO	Laguna de San Lorenzo (Valencia)	Comunidad Valenciana
69	SI	Marjal de Xeresa (Xerexa-Xeraco)	Comunidad Valenciana
70	SI	Marjal del Moro (Sagunto)	Comunidad Valenciana
71	SI	P. N. de l'Albufera (Valencia-Sueca)	Comunidad Valenciana
72	SI	P. N. Pego-Oliva (Pego, Oliva)	Comunidad Valenciana
73	NO	Río Magro (Carlet-L'Alcudia)	Comunidad Valenciana
74	SI	Desembocadura del río Carraixet	Comunidad Valenciana
75	SI	Marjal de Massamagrell	Comunidad Valenciana

ANEXO II. Ficha de campo utilizada en el I censo de carricerín real en 2005



I CENSO NACIONAL DE CARRICERÍN REAL

(20/04/2005 – 31/05/2005)



LEE ATENTAMENTE LAS INSTRUCCIONES Y COMPLETA TODOS LOS CAMPOS DE LA FICHA

Nombre y Apellidos:		
Dirección:		
Código y Municipio:		
Provincia:	Correo electrónico:	Teléfono:

Si realizas varios recorridos en un mismo humedal completa una ficha por recorrido. Marca en el mapa los distintos recorridos anotando el N.º en cada caso que se corresponda con su ficha

Fecha de censo:		HUMEDAL:		Provincia:
Recorrido N.º:	Distancia recorrida:	Taxiado con una banda o dos:	Hora inicio / fin:	
Coord. Inic. recorrido	Huso:	Coordenada X:	Coordenada Y:	
Coord. Fin recorrido	Huso:	Coordenada X:	Coordenada Y:	
Longitud del transecto con agua en los primeros 50 m desde el observador (lado izquierdo)*:				
Longitud del transecto con agua en los primeros 50 m desde el observador (lado derecho)*:				
DHPT - Distancia Hábitat Palustre al Transecto (media en metros):				

*Es muy importante estimar lo más ajustadamente posible qué longitud del transecto tenía agua a menos de 50 m de la línea de progresión del observador (transecto o recorrido). Cuando se detecte un Carricerín Real indicar en ese registro si hay agua o no en ese momento en esos 50 m (campo Agua).

INSTRUCCIONES PARA RELLENAR LA FICHA DE CENSO

N.º ejempl.: Anotar el número de ejemplares detectados (vistos u oídos) en ese punto.

Sexo M / H: Indicar el número de cada sexo si es posible (ejemplos: 1 M +1 H si estás viendo una cópula, 1 M si es un ejemplar en canto territorial).

m GPS: Indicar la distancia que llevas recorrida en metros desde el inicio del recorrido (si llevas GPS para saberlo).

Lado I / D: Indicar si el ave está en el lado izquierdo (I) o derecho (D) del recorrido o transecto que estás realizando.

O / I: Indicar si el ave está en la orilla de la vegetación de la laguna (O) o en una isla dentro del humedal y rodeada de agua (I).

Agua: Indicar si la vegetación palustre está encharcada (Si / No) en una banda de 50 m al transecto.

DHPT: Indicar en metros la distancia al humedal desde el punto del recorrido en el que te encuentras. Esta distancia será 0 m cuando se está pegado a la vegetación de la laguna. En las ocasiones en que nos tengamos que separar de dicha vegetación —por la presencia de vallas, árboles, etc.—, hay que indicar para cada contacto a qué distancia nos encontramos de la vegetación lagunar.

Dist. al transec.: Indicar en metros la distancia del ave al transecto que estás realizando lo más ajustadamente posible.

Hábitat: Indicar alguna de las siguientes opciones: **1.** Carrizo, **2.** Junco, **3.** Taray, **4.** Enea (espadaña), **5.** Masiega, **6.** Sauce, **7.** Pastizal, **8.** Saladar, **9.** Otros (especificar).

Altura veget.: Anotar la altura (en metros) de la vegetación en el punto en que está el ave detectada.

Actividad: Indicar alguna de las siguientes opciones: **R.** Reclamos, **C.** Macho cantando, **O.** Observado, **CO.** Canta y es observado, **V.** Volando.

Observaciones: Reflejar cualquier aspecto que se considere destacable en esa observación (p. ej. si se ha empleado reclamo sonoro para detectar el ave).

Anexo II. Continuación

Ejemp. o grupo	N.º ejemp.	Sexo M/H	m GPS	Lado I/D	O/I	Agua	DHPT (m)	Dist. al transec. (m)	Hábitat	Altura veget.	Activi- dad	Observaciones
1												
2												
3												
4												
5												
6												
7												
8												
9												
10												
11												
12												
13												
14												
15												
16												
17												
18												
19												
20												
21												
22												
23												
24												
25												
26												
27												
28												
29												
30												
31												
32												
33												
34												
35												
36												
37												
38												
39												
40												
41												
42												
43												
44												
45												
46												
47												
48												
49												
50												

Censo sin reclamo

Nº. de mach. detectados:	Nº. de pp. detectadas:	Nº. de grupos fam.:	Nº. de indet.:
--------------------------	------------------------	---------------------	----------------

Censo con reclamo

Fecha:	Nº. de mach. detectados:	Otros sexos o grupos (especificar):
--------	--------------------------	-------------------------------------

Las fichas, mapas y facturas deberán ser enviados a SEO/BirdLife, Melquiades Biencinto 34, 28053 Madrid, antes del 15 de junio

Para más información: Área de Estudio y Seguimiento de Aves. SEO/BirdLife
Tel.: 914340910; Fax: 914340911; Correo electrónico: censos@seo.org

Anexo II. Continuación



**I CENSO NACIONAL
DE CARRICERÍN REAL**



SEO/BirdLife

CENSO DE PRIMAVERA (10/04/2005 – 31/05/2005)

Nombre y Apellidos:

Tipo de vegetación palustre presente (indica el % aproximado de cada una)

Tipo de vegetación	Superficie aproximada	%
Carrizal		
Espadañal (Enea)		
Junquera		
Masegar		
Tarayal		
Sauceda		
Prados		
Otros (especificar)		
Total		100

Localización de la vegetación (marcar con una X)

Solo en orillas	
Solo en islas	
En ambas	

Régimen hídrico (sólo si se conoce)

	Parcial	Total
Se seca habitualmente en verano		
Se seca esporádicamente		
No se seca nunca		

Nivel de agua (marcar con una X)

Inundada hasta la orilla	
Inundada parcialmente (no llega a la orilla en algunas zonas)	
Sin agua o casi seca	

Observaciones:

**ES MUY IMPORTANTE INDICAR EN EL
MAPA QUE SE FACILITA LA SUPERFICIE
DE HUMEDAL QUE ESTÁ ENCHARCADA**



Al alcance de la mano

Momentos emotivos

Peso ligero, totalmente revestidos de goma y con una ergonomía extraordinaria. Estas son las ventajas más evidentes de los telescopios AT5 (visión oblicua) y ST5 (visión recta). Entre sus valores internos figuran un gran campo de visión con excelente nitidez en los bordes, gran fidelidad al color y sensacional enfoque a corta distancia. El concepto óptico es también impresionante: estructura compacta y con la misma distancia focal en todos los modelos. Su silenciosa rueda de enfoque, de manejo fácil y rápido, completa las excepcionales características de los telescopios terrestres de Swarovski Optik.

Esteller

Tel. 936 724 510 - Fax 936 724 511
info@esteller.com - www.esteller.com



SWAROVSKI
OPTIK

www.swarovskioptik.com