

6. IMPACTOS SOBRE LA BIODIVERSIDAD ANIMAL

Juan Moreno, Eduardo Galante y M^a Ángeles Ramos

Contribuyentes

R. Araujo, J. Baixeras, J. Carranza, M. Daufresne, M. Delibes, H. Enghoff,
J. Fernández, C. Gómez, A. Marco, A. G. Nicieza, M. Nogales, M. Papes, N. Roura,
J. J. Sanz, V. Sarto i Monteys, V. Seco, O. Soriano, C. Stefanescu

Revisores

M. Álvarez Cobelas, J. Bustamante, B. Elvira, R. Márquez, A. Martín, P. A. Rincón,
J. L. Tellería, F. Valladares

A. Pape Möller, J. P. Lumaret, A. Minelli

RESUMEN

Existen dos escenarios futuros de efectos del cambio climático sobre la biodiversidad de vertebrados: 1) Los ecosistemas se desplazan en conjunto en función del clima, y 2) Los ecosistemas se adaptan y cambian. El primero es poco realista debido a la tremenda y creciente fragmentación de hábitat en Europa y a la complejidad de las respuestas de las distintas especies y de sus interacciones. Sólo en ríos parece que existe esta posibilidad de desplazamiento de las biocenosis. El segundo no permite predicciones exactas en la mayoría de los casos con el nivel de conocimientos actual.

Existen evidencias de efectos directos del cambio climático ocurrido hasta el presente, a pesar de la escasez de buenas series temporales. Así se han detectado importantes cambios fenológicos en poblaciones de vertebrados e invertebrados, con adelantos (y en ciertos casos retrasos) en procesos de inicio de actividad, llegada de migración o reproducción.

Los desajustes entre predadores y sus presas debidos a respuestas diferenciales al clima son otra consecuencia detectada de recientes cambios.

La distribución de ciertas especies se está desplazando hacia el Norte o hacia mayores altitudes, lo que para ciertas especies de montaña está significando una clara reducción de sus áreas de distribución. De forma similar, en ríos, se ha observado un desplazamiento de especies termófilas aguas arriba (sobre todo de moluscos), mientras disminuye la proporción de especies de aguas frías (sobre todo de insectos). En lagunas y lagos se ha observado que la altitud, la latitud y la profundidad tienen efectos similares sobre las comunidades, lo que parece relacionado con la temperatura.

Existen algunas evidencias de mayor virulencia de parásitos o de aumento de poblaciones de especies invasoras, en general más adaptables a cambios ambientales, que podrían vincularse a cambio en el clima.

El deterioro de hábitat frágiles como pequeñas masas de agua, fuentes, manantiales, pequeños arroyos y bosques aislados por desecación o incendio o la desaparición de plantas nutricias de limitada distribución pueden afectar seriamente a poblaciones animales e incluso provocar la desaparición de especies, sobre todo de invertebrados.

Ni el desplazamiento de áreas de distribución (hipótesis I) ni la adaptación rápida a nuevas condiciones ecológicas (hipótesis II) parecen soluciones viables para la mayoría de las especies estudiadas.

Entre las zonas más vulnerables a efectos del cambio climático podrían incluirse zonas costeras, humedales, cursos de agua permanentes que pasarán a estacionales y estacionales que tendrán un caudal más irregular o incluso desaparecerán, zonas de alta montaña y pastizales húmedos.

Las principales soluciones adaptativas deben incluir el diseño de reservas y parques naturales que permita la posibilidad de migración y cambios de distribución mediante la inclusión de corredores biológicos entre ellas. La red de áreas protegidas debería incorporar gradientes latitudinales y altitudinales que permitieran proteger a poblaciones con distribuciones geográficas en vías de desplazamiento geográfico debido al cambio climático.

Sería interesante valorar la catalogación o creación de "zonas o áreas especialmente sensibles al cambio climático" para aquellas áreas con ecosistemas originales únicos o especies amenazadas o endémicas que no tengan opción para desplazar su hábitat y puedan sufrir extinción. Son ejemplos de estas zonas los territorios de alta montaña o los pozos, manantiales, arroyos y otros cursos de agua con presencia de especies en peligro de extinción o vulnerables.

La conservación de la biodiversidad debe prestar atención no sólo a las áreas protegidas, sino de modo muy especial a la promoción con carácter general de usos del territorio compatibles con la conservación y con capacidad de contrarrestar efectos del cambio climático.

El aumento de la demanda de agua para usos humanos debido a aumentos de temperatura y en un contexto posible de sequías prolongadas, determinará posiblemente el aumento de soluciones tecnológicas que no tengan en cuenta los impactos sobre la biodiversidad de animales que dependen del mantenimiento de los acuíferos y de los cursos permanentes de agua.

La reforestación puede tener efectos positivos o adversos sobre la diversidad faunística dependiendo de cómo se hagan. En cualquier caso influirá en la composición taxonómica de la fauna edáfica.

Es necesario potenciar la investigación en taxonomía y la que incluya series temporales largas, tanto a nivel específico como de comunidades, y no permitir el deterioro o progresiva desaparición de fuentes de información como la base fenológica de plantas y animales (aves e insectos) que se inició en 1940 por el Servicio de Meteorología Agrícola del Instituto Nacional de Meteorología (INM).

6.1. INTRODUCCIÓN

6.1.1. La fauna de vertebrados en España

Se conoce con bastante aproximación el número de especies de vertebrados que existen en España (ver Atlas y Libros Rojos recientemente publicados). Unas 51.000 especies o el 4,1% de las especies descritas en el mundo son vertebrados (Ramos y Templado 2002 y Tabla 6.1). En la península Ibérica se han computado aproximadamente unas 1180 especies incluyendo peces continentales y marinos y considerando entre las aves sólo las residentes y reproductoras (Ramos *et al.* 2002), lo que constituiría menos del 2% de todas las especie animales existentes en nuestro país. Habría 118 especies de mamíferos, 368 especies de aves, 61 especies de reptiles y 29 de anfibios. En anfibios, reptiles y mamíferos, esta cifra puede oscilar levemente según el criterio taxonómico utilizado, pero la mayor discrepancia se produce en relación con el grupo taxonómico menos conocido y más diverso, los peces marinos y continentales, de los que podría haber unas 750 especies (Doadrio y Ramos com. pers.). Con la referencia de los números conocidos para las distintas clases de vertebrados de los países europeos, España resulta ser el país con mayor cantidad de especies descritas y también de endemismos (un 8% en relación con el segundo país, Italia peninsular, con un 4%) (Ramos *et al.* 2002). También resulta desgraciadamente el primer país europeo en número de especies de vertebrados amenazadas de extinción, un 7% (Ramos *et al.* 2002). España es pues un país clave para la preservación de la biodiversidad europea en especies de vertebrados. Hay que destacar la elevada endemividad de la fauna vertebrada de Canarias. Así las 14 especies de reptiles que habitan en Canarias, excepto una introducida, son endémicas. En aves, el número de especies endémicas es más elevado que en el resto del territorio nacional, oscilando entre 4 y 6 especies según autores.

6.1.2. La fauna de invertebrados en España

La extraordinaria variedad ambiental española, en la que están representadas cuatro de las seis regiones biogeográficas de la Unión Europea (mediterránea, atlántica, alpina y macaronésica), así como un 60% de los hábitat de interés comunitario incluidos en la red Red Natura 2000 (Hidalgo 2002 y Capítulos 2, 3, 4 de este libro), permite que nuestro país albergue una elevada diversidad de especies animales. La combinación de los factores causales de esta biodiversidad, en términos de posición geográfica, orografía, climatología, litología, así como factores paleobiogeográficos y sociológicos, se ha revisado en Ramos *et al.* (2001) y se resumen en el capítulo 5. La enorme diversidad de ecosistemas y hábitat únicos, tanto en la Península como en los archipiélagos de Baleares y Canarias, se traduce no sólo en un elevado número de especies (aproximadamente el 50% de las inventariadas por los proyectos Fauna Europaea 130.000 especies, y European Register of Marine Species (ERMS) 25.000 especies), sino también en un alto porcentaje de endemismos (más del 50% de las especies endémicas en Europa), sobre todo teniendo en cuenta que nuestro territorio representa menos de un 6% del europeo.

Aunque no se dispone aún de inventarios completos de las especies descritas en España (<http://www.fauna-iberica.mncn.csic.es/>), se estima que en nuestro país habitan unas 68.000 especies animales (Ramos y Templado 2002 y Tabla 6.1). Los invertebrados constituyen, sin duda, la mayor contribución a la diversidad animal, tanto en el medio terrestre como en las aguas dulces, salobres y marinas de la Península y Archipiélagos. Cerca de un 98% de las especies de nuestra fauna son invertebrados y, de ellos, alrededor de un 76% son insectos (unas 50.000 especies). Si bien las cifras de especies de invertebrados no insectos son relativamente bajas en comparación con los insectos, su contribución a la biodiversidad y a los procesos vitales del planeta es muy notable. En cuanto a formas de vida se refiere, mientras que todos los insectos pertenecen a un mismo grupo de artrópodos, con categoría de Clase en el Reino Animal, los demás invertebrados con representantes en España pertenecen a 32 de

los 33 grupos con categoría de Filo descritos en el Planeta, lo que significa, un gran número de líneas evolutivas independientes, que corresponden a otros tantos planes estructurales distintos dentro del Reino Animal.

Nuestra fauna invertebrada está aún lejos de ser bien conocida. En los últimos años se han publicado algunos estudios que compilan y analizan los nuevos taxónes descritos en la Península y los archipiélagos de la Macaronesia (Templado *et al.* 1995; Fernández 1996 1998 2000 2001 2002 y 2003; Esteban y Sanchíz 1997). Dichos trabajos recogen, en el período 1994-2000, un total de 2.152 nuevas especies descritas en España (1.737 peninsulares y 415 canarias), de las que 609 (465 peninsulares y 144 canarias) corresponden a invertebrados no insectos. Ello equivale a una tasa de descripción de 250-300 especies nuevas al año, de las que un 72% son insectos y el resto corresponden a otros tipos de invertebrados. Los datos del proyecto Fauna Europaea (sin publicar) corroboran que los países de la Cuenca Mediterránea son los que poseen mayor número de especies en Europa. España, seguida por Grecia e Italia son los países que destacan por el elevado número de nuevas especies que se describen anualmente. La asíntota en la tasa de nuevas descripciones está aún lejos de ser alcanzada.

Catorce de los 32 Filos son exclusivamente marinos, los restantes 17 Filos habitan tanto en medios marinos como continentales de nuestro país (Tabla 6.1). De ellos, nueve tienen representantes en todos los medios terrestres y dulceacuícolas, mientras que otros siete sólo habitan en ecosistemas marinos y de agua dulce. Los Filos con mayor éxito evolutivo son los Moluscos, los Nematodos (un grupo aún muy poco conocido) y especialmente los Artrópodos (que incluyen a los insectos –Hexápodos- y por tanto acaparan las tres cuartas partes de la biodiversidad del planeta y de nuestra fauna.

Tabla 6.1. Relación de los Filos animales actuales con indicación de su presencia relativa en los medios marino (M, m), dulceacuícola (D, d) o terrestre (T, t), número de especies descritas a nivel mundial, número de especies estimadas en España (Península y Archipiélagos), y número de especies presentes en cada uno de los grandes medios: marino (M), dulceacuícola (D) y terrestre (T). Una interrogación después de una cifra significa que el grupo está insuficientemente estudiado y el número de especies es estimativo. Una interrogación aislada significa que no se dispone de datos que permitan hacer una estimación. (Tomado de Ramos y Templado 2002).

	Medio	Nº especies descritas global	Nº especies estimadas España	Nº especies M	Nº especies D	Nº especies T
PLACOZOOS	M	2	1?	1?	—	—
PORÍFEROS	Md	10.000	606	600	6	—
CNIDARIOS	Md	10.500	650	647	3	—
CTENÓFOROS	M	90	20	20	—	—
MESOZOOS	M-P	90	25?	25?	—	—
PLATELMINTOS	MDT	19.000	800?	500?	200?	100?
GNATOSTOMÚLIDOS	M	80	15?	15?	—	—
GASTROTRICOS	Md	500	100?	75?	25?	—
ROTÍFEROS	mD	2.000	350	20	330	—
ACANTOCÉFALOS	MDT-P	1.200 P	50?	50?	?	?
CICLIÓFOROS	M-P	1	1?	1? P	—	—
ENTOPROCTOS	Md	100	20?	20?	—	—
NEMERTINOS	Mdt	900	146?	145	1	—
SIPUNCÚLIDOS	M	150	35	35	—	—

EQUIÚRIDOS	M	120	15	15	—	—
ANÉLIDOS	MDT	13.100	1.328	1.000	25	300
MOLUSCOS	MDT	125.000	2.700	2.250	120	330
NEMATODOS	MDT	20.000	1.000?	300?	100?	600?
NEMATOMORFOS	mD	250	?	?	?	—
QUINORRINCOS	M	80	15?	15?	—	—
LORICÍFEROS	M	20	1?	1?	—	—
PRIAPÚLIDOS	M	17	3	3	—	—
ONICÓFOROS	DT	110	—	—	—	—
TARDÍGRADOS	MDT	800	30?	30?	?	?
ARTRÓPODOS	MDT					
Hexápodos	T	800.000	50.000	?	?	50.000
Miriápodos	T	15.000	500	?	?	500
Quelicerados	mdT	70.000	3.400	270	630	2.500
Crustáceos	Mdt	100.000	3.550	2.500	700	350
QUETOGNATOS	M	60	30	30	—	—
FORONÍDEOS	M	10	8	8	—	—
BRAQUIÓPODOS	M	350	31	31	—	—
BRIOZOOS	Md	4.500	300	300	?	—
EQUINODERMOS	M	7.000	300	300	—	—
HEMICORDADOS	M	80	5	5	—	—
CORDADOS	MDT					
Urocordados	M	1.400	350	350	—	—
Cefalocordados	M	25	2	2	—	—
Vertebrados	MDT	51.000	1.792	1.180	108	504
TOTAL		1.253.535	68.179	10.744	2.248	55.184

Abreviaturas

M= marino, D= dulceacuícola, T= terrestre, P= parásito.

M= grupo exclusivamente marino.

Md= mayoritariamente marino, con algunas especies en las aguas dulces.

Mdt= mayoritariamente marino, con algunas especies en las aguas dulces y en el medio terrestre.

MDT= se encuentran bien representados en todos los medios marino, dulceacuícola y terrestre.

mD= mayoritariamente dulceacuícolas, pero también marinos.

mdT= mayoritariamente terrestres, con algunas especies acuáticas.

T= exclusivamente terrestres.

DT= exclusivamente terrestres y de agua dulce.

P= exclusivamente parásitos.+

Los Moluscos constituyen, después de los Artrópodos, el Filo más diversificado del Reino Animal. Sólo las clases de los Gasterópodos y Bivalvos tienen representantes en medios continentales. Los moluscos se están estudiando intensamente en España, donde se conocen un elevado número de endemismos (sobre todo entre los gasterópodos terrestres y dulceacuícolas). Este número es particularmente alto entre los caracoles terrestres, Helicoidea, (tanto en Canarias como en la región mediterránea) y en la familia Hydrobiidae de moluscos de agua dulce (con un 90% de especies endémicas en la península Ibérica y en Baleares). Los bivalvos dulceacuícolas incluyen, además de a los pequeños Esféridos que están presentes en prácticamente todos los medios, a las grandes y amenazadas especies de náyades. Todos los moluscos parecen ser muy sensibles a los factores climáticos.

Si existe un grupo de animales del que podemos decir que ha alcanzado un éxito biológico sin precedentes y que tiene un importante papel en todos los ecosistemas es el de los Artrópodos. Además de los insectos, los artrópodos incluyen a las arañas, ácaros y escorpiones (Quelicerados), que son sobre todo terrestres, y a los ciempiés, milpiés, escolopendras y afines (Miriápodos) con unas 500 especies en España y un alto porcentaje de endemismos. Los Crustáceos constituyen el otro gran grupo de Artrópodos que, al contrario que los anteriores, dominan en el medio acuático.—Comprende muy diversos grupos como cangrejos (Malacostráceos), pulgas de agua (Anfípodos), cochinillas de la humedad (Isópodos), así como muchas formas planctónicas, como los Copépodos.—Estos últimos son tan abundantes en el plancton que constituyen el grupo animal con mayor número de individuos en todo el planeta. Los Isópodos son los crustáceos dominantes en el medio terrestre y cuentan con numerosos endemismos en España. Hay que resaltar también un alto número de endemismos y especies nuevas de crustáceos (Bathynellaceos, Copépodos y Ostrácodos) descritas en aguas subterráneas y cuevas, tanto en las aguas dulces peninsulares como en el medio anquihalino (cavidades kársticas y tubos volcánicos inundados por agua marina estancada) de Baleares y Canarias.—Asimismo, son numerosos los endemismos entre los Anfípodos. Muchas especies de estos grupos son excelentes indicadores de la calidad del agua y de cambios ambientales producidos directamente por el clima e indirectamente por influencia humana.

Los insectos constituyen el grupo con mayor éxito evolutivo. Supera el millón de especies conocidas actualmente, lo que supone cerca del 75% de todos los seres vivos conocidos, estando involucrados en prácticamente todos los procesos ecológicos (Galante y Marcos-García 1997, Samways 1994, Tepedino y Griwold 1990).

La cuenca mediterránea, una de las áreas de más alta diversidad del mundo (Myers *et al.* 2000), alberga aproximadamente unas 150.000 de insectos (Balleto y Casale 1991), siendo la región iberobaleares española el área geográfica europea con mayor biodiversidad, estimándose que posee cerca de 50.000 especies de artrópodos, lo que constituye aproximadamente el 81% de todas las especies animales presentes en España (Ramos *et al.* 2001, 2002, Martín-Piera y Lobo 2000). A esta extraordinaria biodiversidad que España posee en esta región, debemos añadir la importante riqueza entomológica que las Isla Canarias con más de 6.000 especies de artrópodos y con un índice de endemidad cercana al 45% (Machado 2002).

Los sistemas montañosos ibéricos presentan en general un elevado número de endemismos de grupos de especies ligados a la vegetación y altitud (Martín *et al.* 2000). Por otra parte encontramos una alta endemidad entre los grupos de especies que viven en áreas de climatología más extrema y con mayores índices de aridez como las zonas costeras de la región del sudeste de la península Ibérica (Verdú y Galante 2002). El resultado es que la región iberobaleares posee una de la más altos índices de endemidad de insectos de Europa (Galante 2002), y si bien el porcentaje varía mucho según los grupos (Gurrea Sanz y Sanz Benito 2000, Vives 2000, Mico y Galante 2002), se puede afirmar que casi el 25% de las especies ligadas a ecosistemas terrestres que habitan en territorio español son endémicas. Este porcentaje se ve ampliamente superado en algunos grupos como los Coleópteros Tenebrionidae en el que el 60,2% de las 522 especies y 129 subespecies españolas son endémicas (Cartagena 2001).

Respecto a la fauna entomológica que vive en agua dulce de la región iberobaleares, en esta región vive más del 25% de las especies de insectos acuáticos que se conocen en Europa exceptuando Dípteros (Pujante Mora 1997). Una tercera parte de las especies de Tricópteros, Plecópteros y Ephemérotos que encontramos en los cursos de agua y ecosistemas lacustres españoles son endemismos de distribución muy restringida y en todo caso exclusivos de España (Alba-Tercedor 2002, Alba-Tercedor y Jáimez-Cuéllar 2003, Tierno de Figueroa *et al.* 2003).

6.2. SENSIBILIDAD AL CLIMA ACTUAL

6.2.1. Papel del clima actual en la distribución y biología de la fauna de Vertebrados

Existen evidencias de efectos climáticos sobre la biología, abundancia y distribución de vertebrados españoles:

- Censos realizados durante 15 años en 4 localidades de un pequeño río de Asturias muestran una relación clara entre el caudal en marzo (mes en que emergen los alevines de truchas *Salmo trutta* de los frezaderos) y el número de truchas jóvenes del año en julio (P. Rincón, com. pers.). La relación no es lineal, mostrando un máximo para valores intermedios de caudal y mínimos para años de sequía o muy lluviosos. Estas relaciones se han comprobado también en otros estudios (Moore y Gregory 1988a, b). A su vez la cantidad de truchas jóvenes en julio explica más del 70% de la variación en el número de truchas adultas 16 meses más tarde (época de reproducción). Las zonas protegidas de corriente, asociadas a las orillas y necesarias para los alevines, son más extensas con caudales intermedios. Un aumento de la proporción de años secos reduciría los tamaños poblacionales al reducirse el hábitat disponible para los alevines.
- Las capturas de salmones *Salmo salar* en ríos españoles han disminuido desde cifras próximas a los 10000 ejemplares en la década de los 60 del siglo pasado hasta un 20% de esas cifras en la actualidad. Ello puede tener que ver con aumentos de temperatura en el mar, aunque sus efectos se pueden confundir con los de la sobreexplotación y deterioro o destrucción del hábitat dulceacuícola. Concretamente hay evidencias de efectos negativos importantes de las pesquerías de otras especies. Si los cambios en temperaturas en los ambientes de agua dulce y marinos no están sincronizados, puede aumentar la mortalidad de post-esguines (Hansen 2003). Un periodo crítico para los salmónidos es el del desarrollo embrionario. En algunas fases de éste y especialmente durante la eclosión, la demanda de oxígeno es muy alta, y una tendencia de aumento de la temperatura de los ríos podría tener una influencia severa en la supervivencia. Se requiere más información e investigación sobre la arquitectura genética de caracteres implicados (tasa metabólica), diferenciación genética de poblaciones asociadas a ambientes térmicos diferentes, y plasticidad de las fases tempranas del desarrollo en respuesta a cambios en la temperatura de incubación y desarrollo embrionario.
- La dinámica de reproducción del Sapo corredor *Bufo calamita* (“especie de interés especial”, según el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas) sigue unos ciclos naturales condicionados por la precipitación primaveral que afecta de forma importante al éxito de la metamorfosis (Tejedo 2003). Estos ciclos pueden tener una duración de una década, lo cual sugiere la necesidad de establecer series temporales de mayor duración para poder constatar la realidad de declives demográficos.
- En poblaciones españolas de Camaleón *Chamaeleo chamaeleon* (“especie de interés especial”), los años secos conllevan una mayor mortalidad de hembras y una menor fecundidad (Díaz-Paniagua *et al.* 2002). Largas series de años secos podrían reducir las poblaciones de esta especie. Este problema se acentúa por la escasa longevidad de la especie, que en muchos casos solo cría una vez en su vida y raramente dos veces o más. Esta especie, como muchos otros reptiles, pone huevos de cáscara flexible muy permeable al agua. El aumento de la aridez del suelo durante la incubación (verano) es un riesgo directo para estos animales, pues provoca una mayor mortalidad de huevos y menor viabilidad de crías (además de mayor mortalidad de hembras y menor fecundidad). Una predicción del cambio climático es precisamente el aumento de la aridez del suelo que puede ser especialmente agresiva en suelos blandos como los típicos para la puesta de huevos del camaleón (arena). Este cambio ambiental podría afectar al desarrollo

embrionario y reproducción de reptiles con cáscara flexible de zonas áridas (ofidios y saurios, excluyendo salamanquesas). Datos de campo muestran una altísima mortalidad de puestas naturales, que en algunos años supera el 80 % de puestas completas muertas, así como experimentos que corroboran esta sensibilidad (Díaz-Paniagua y Marco en prep.).

- La precipitación también es el mejor predictor ambiental de la presencia de varios reptiles como el Lagarto verdinegro *Lacerta schreiberi* (“especie de interés especial”), saurio ligado a arroyos de montaña (Marco y Pollo 1993).
- Especies como la Lagartija de Carbonell *Podarcis carbonelli* muestran una distribución muy condicionada por la distancia a la costa (relacionada con la humedad) en el área de Doñana (J. Román, en prep.). Estas avanzadillas meridionales de ciertas distribuciones podrían retirarse ante un aumento de la temperatura y/o una reducción de la humedad.
- Existe un alto riesgo de extinción para ciertas poblaciones de reptiles endémicos, de gran talla, presentes en áreas restringidas de algunas islas Canarias, como son los casos del Lagarto Gigante de La Gomera (*Gallotia gomerana*), cuya única población sobrevive en los riscos de la Mérica (La Gomera) (Nogales *et al.* 2001), el Lagarto Gigante de El Hierro (*Gallotia simonyi*, “en peligro de extinción”) en el Risco de Tibataje (Jurado y Mateo 1997) y el Lagarto Canario Moteado (*Gallotia intermedia*, “en peligro de extinción”) en el Acantilado de Los Gigantes, en Tenerife (Hernández *et al.* 2000). Cualquier alteración de las condiciones ambientales podría empujarlas hacia la extinción.
- Las precipitaciones tienen un efecto importante sobre la abundancia de passeriformes forestales en bosques ibéricos (Santos y Tellería 1995). Las especies norteñas y paleárticas (muchas de ellas “de interés especial”) son más escasas cuanto menor es el nivel de precipitaciones. A nivel de toda la avifauna española, el clima explica un 7% de la diversidad de especies, aumentando la misma con las precipitaciones y disminuyendo con el grado de insolación (Carrascal y Lobo 2003).
- En Canarias, especialmente en las islas orientales más áridas, varias especies de aves parecen reaccionar a los años lluviosos adelantando la reproducción. En años secos, ciertas especies (codornices, trigueros) pueden dejar de criar. Las palomas de laurisilva, especialmente la Paloma turquí (*Columba bollii*, “especie sensible a la alteración del hábitat”), dejan prácticamente de criar en algunos años, lo cual podría achacarse a baja producción de frutos. Una serie de años de bajas precipitaciones podría afectar a los tamaños poblacionales. Los desplazamientos fuera del bosque en busca de alimento podrían determinar una mayor incidencia de daños a cultivos y una mayor vulnerabilidad a cazadores furtivos y venenos. En el caso de la Hubara (*Chlamydotis undulata*, “especie en peligro de extinción”), los niveles distintos de precipitaciones entre islas (Lanzarote, Fuerteventura, La Graciosa) pueden forzar movimientos entre islas, con los consiguientes costes de desplazamiento.
- La abundancia de diversas especies de anátidas en el P.N. de las Tablas de Daimiel durante la primavera está fuertemente correlacionada con la superficie inundada, que a su vez depende de los aportes de agua y, por tanto, indirectamente, de la precipitación. No así la abundancia de anátidas invernantes (Álvarez Cobelas, comunicación personal).
- Existe una correlación entre la distribución del Cernícalo primilla *Falco naumanni* (“especie de interés especial”) y la precipitación en Andalucía, existiendo una preferencia por zonas con más precipitación en este marco geográfico (Bustamante 1997). Existe un óptimo de precipitación para la distribución de la especie en España en torno a precipitaciones medias-altas (Seoane *et al.* 2003).

- En poblaciones de Topillo campesino *Microtus arvalis* y Topillo mediterráneo *M. duodecimcostatus* se han comprobado fuertes correlaciones positivas en abundancia con niveles de precipitación primaveral y otoñal en España central (Veiga 1986).
- Las lluvias otoñales desencadenan la reproducción del Conejo *Oryctolagus cuniculus*, especie clave en los ecosistemas de monte ibérico (Villafuerte 2002). Por otro lado, las lluvias torrenciales pueden ser catastróficas para las poblaciones de conejos (Palomares 2003). Un régimen de precipitaciones marcado por una mayor frecuencia de fenómenos extremos podría condicionar la abundancia de conejos y de sus depredadores.
- En poblaciones de Cabra montés *Capra pyrenaica* del Sur de España existe una fuerte correlación positiva entre la producción de crías y la precipitación en primavera. Largas series de primaveras secas podrían afectar negativamente a la productividad de estas poblaciones (Escós y Alados 1991).
- En poblaciones andaluzas de Jabalí *Sus scrofa*, la reproducción en años de sequía es mínima con solo un 17% de hembras que crían y un tamaño medio de camada de solo 3 crías (Fernández-Llario y Carranza 2000).

6.2.2. Papel del clima actual en la distribución y biología de la fauna invertebrada

La mayoría de los estudios sobre los efectos del cambio climático en invertebrados se han llevado a cabo en insectos. Los datos publicados sobre los efectos del clima en las especies de invertebrados no insectos, su distribución o dinámica poblacional son prácticamente inexistentes u ocasionales. Además, con tan amplia diversidad de grupos animales, el conocimiento que poseemos sobre la distribución geográfica y biología de las especies es muy deficiente. Muchos de los escasos datos disponibles se refieren a trabajos experimentales, a observaciones ocasionales en trabajos faunísticos, extrapolaciones y observaciones no publicadas. Los moluscos son, probablemente, los mejor conocidos.

En general puede decirse que la vagilidad del heterogéneo grupo de organismos que denominamos como invertebrados no insectos es baja. Su capacidad de dispersión está, con frecuencia, condicionada al transporte pasivo. Revisaremos, por tanto, en conjunto los datos referidos a la fauna asociada a los ecosistemas edáficos y acuáticos (lagunas, humedales, fuentes, arroyos y ríos), ya que ellos concentran los representantes de todos los Filos animales en el continente, y analizaremos los efectos de los cambios sobre la propia fauna o la influencia de ésta sobre los ecosistemas.

- Los nueve Filos animales con especies terrestres tienen representantes o pasan parte de su vida en el suelo, aunque la diversidad de organismos, genética y taxonómica, está muy pobremente conocida debido a su abundancia y complejidad. La fauna del suelo, junto con la microflora, juegan a su vez un papel fundamental en el funcionamiento del ecosistema: en la descomposición de la materia orgánica, la transformación de nutrientes y (junto con las raíces de las plantas) en el mantenimiento de la estructura de los suelos, así como en la producción de gases de efecto invernadero (Ingram y Wall 1998). El suelo es un sustrato dinámico y altamente estructurado, resultado de las interacciones estables entre su propia estructura y la biota (Erhlich y Erhlich 1992). Los efectos del cambio global por alteraciones en la temperatura, precipitaciones o cambios en el uso del suelo pueden desestabilizar el sistema. Algunas de las alteraciones producidas por cambios bruscos climáticos (disminución de la estabilidad, aumento de la erosión, descenso en los niveles de carbono y de la actividad microbiana), quedan con frecuencia enmascarados por los efectos de los

contaminantes químicos usados en la agricultura que tienen una influencia más directa y drástica sobre la biota.

- La suerte de la fauna edáfica está, con frecuencia, más condicionada por cambios indirectos del clima sobre la vegetación (en especies herbívoras), la disponibilidad de nutrientes y sobre los propios suelos, que por los efectos directos del mismo. No obstante, todos estos efectos directos e indirectos del clima no pueden desligarse de los cambios en el uso del territorio que, con frecuencia, enmascaran o actúan sinérgicamente con los producidos por el cambio global. Los organismos edáficos están universalmente presentes en todos los ecosistemas terrestres, y dada la gran variedad de estos organismos la complejidad de sus interacciones es enorme. Es decir, aunque pueda conocerse el papel individual de cada uno de sus componentes en el ecosistema, o cómo son afectados por cambios climáticos, es difícil predecir el impacto de un cambio sobre las comunidades que forman. Los estudios sobre biodiversidad edáfica son escasos, aunque existe suficiente evidencia para identificar los grupos clave en el funcionamiento de los ecosistemas y que, por consiguiente, pueden ser utilizados como indicadores de cambios ambientales (Ingram y Wall 1998, Porazinska y Wall 2002). En lo referente a la fauna estos son las lombrices de tierra en hábitat húmedos sobre todo, las termitas en hábitat secos y los nematodos que, aunque existen en todos tipos de suelos, muestran especificidad diferente para distintos grados de humedad. Las poblaciones de nematodos parecen ser muy sensibles a la alteración de los suelos y muestran respuestas rápidas a las variaciones ambientales en series temporales cortas, lo que sugiere que pueden ser también afectadas por cambios climáticos a largo plazo (Porazinska y Wall 2002). La estabilidad en la estructura de la comunidad de lombrices de tierra (proporción de tamaños entre las especies, etc.) es esencial para el mantenimiento de las propiedades físicas de los suelos. (Young *et al.* 1998). Las hormigas son un grupo potencialmente importante, aunque los estudios son tan escasos que lo único que puede afirmarse es que su papel es menos relevante que el de las termitas (Lobry de Bruyn y Conacher 1990).
- Se ha constatado que las alteraciones en los ciclos humedad/sequía o hielo/deshielo, que pueden ocurrir cuando se altera la intensidad en el régimen de precipitaciones, influyen de manera directa incrementando el riesgo de erosión que es, sin duda, la principal fuente de degradación entre el conjunto de las alteraciones que pueden ser producidas por variables climáticas. La fauna más afectada es la que habita los suelos con mayor riesgo, y estos son los de las zonas templadas del planeta en la que se incluye la cuenca mediterránea (Young *et al.* 1998).
- De forma experimental se ha estudiado el efecto de dos escenarios climáticos sobre una comunidad de moluscos terrestres y su interacción con la vegetación de pradera en terrenos calizos en el Reino Unido (Sternberg 2000). Los dos escenarios consistían en: 1) inviernos cálidos con aumento de las lluvias estivales y 2) inviernos cálidos y sequía estival. Las manipulaciones climáticas tuvieron efecto significativo sobre la abundancia relativa de moluscos, sin embargo no se observaron cambios en la composición específica. La distribución y densidades de caracoles y babosas resultaron afectadas como consecuencia de cambios en los suelos y en la vegetación, como resultado de cambios fenológicos y en la preferencia alimenticia de las distintas especies.
- También de forma experimental se ha investigado el efecto aislado y combinado de un aumento de CO₂ y de temperatura sobre el comportamiento y la dinámica poblacional de un molusco herbívoro generalista, *Helix aspersa*. El número de juveniles reclutados cuando el CO₂ es elevado no difería de la población control, mientras que se obtuvieron menos juveniles ante un aumento de temperatura. En el experimento combinado (alto CO₂ y temperatura), sin embargo, el número de juveniles reclutados era superior al control. La emergencia de juveniles no se vio afectada dentro de cada experimento, sin embargo,

emergieron 70 días antes en el experimento combinado que en el de temperatura. En ninguno de los casos se observó relación con la calidad del follaje (proporción C:N), ni con la abundancia de la planta preferida *Cardamine hirsuta*. La abundancia de la especie se vio alterada en los tres experimentos (Bezemer y Knight 2001).

- Siete Filos animales tienen representantes en los medios dulceacuícolas (ríos, arroyos, lagos, lagunas, embalses, humedales, fuentes, manantiales). Los invertebrados, y las comunidades que forman, son los elementos más sensibles a la alteración de los ecosistemas acuáticos, tanto por estrés ambiental (calentamiento de la masa de agua), como por la producida por el hombre (contaminación, sobreexplotación de acuíferos, etcétera), y sobre todo por una combinación de ambos, como la prevista. La composición de las comunidades de invertebrados es, por consiguiente, el mejor indicador de la salud del ecosistema. El aumento de la sequía estival y disminución de la precipitación, producirán una reducción de la superficie de humedales, así como en los procesos biogeoquímicos, cuyas consecuencias sobre la fauna dependerán de las características propias de cada sistema. La gran diversidad de humedales en el área Mediterránea hace difícil hacer predicciones de patrones generales. Sin embargo, si cabe prever que se favorezcan los grupos animales y las especies más primitivas y, por tanto, menos especializadas, que tienen mayor plasticidad y son más tolerantes al estrés. La consiguiente dominancia de estas especies no implica necesariamente una disminución de la riqueza faunística aunque si es probable un empobrecimiento de la diversidad específica. Algunas especies, o grupos animales, responderán a la sequía produciendo huevos durables o formas resistentes (ej. Turbellarios, Branquiópodos y Rotíferos, entre otros), otros lo harán prolongando la fase de pupa (algunos insectos, como los Tricópteros).
- En el caso de los ríos, el único estudio que conocemos en Europa, que implique series temporales largas se debe a Daufresne *et al.* (2003). En el alto Ródano se compararon las comunidades de peces (37 especies) e invertebrados (92 taxa) inventariadas entre 1979 y 1999. Se observó que la variabilidad en la abundancia de peces estaba correlacionada con el caudal y temperatura en el periodo de reproducción: bajo caudal y altas temperaturas coincidían con la mayor abundancia de peces (abril-junio). Además se comprobó que las especies de peces y los taxa de invertebrados termófilos remplazaban progresivamente a los peces y los taxa de invertebrados de aguas frías (Figura 6.1). En general los taxa de invertebrados no insectos, y sobre todo los moluscos, que prefieren los cursos medios con corriente lenta (*Potamopyrgus*, *Corbicula*, *Theodoxus fluviatilis*, *Physella*, *Valvata*, *Pisidium*, *Radix*, *Ancylus fluviatilis*, etc., por este orden) resultaron favorecidos, aumentando sus efectivos y su expansión aguas arriba, sobre la mayoría de los taxa de insectos estudiados que prefieren aguas de corriente rápida (en particular, y por este orden *Chloroperla*, *Protonemura*, *Nemoura*, *Rhyaciphila*, *Stratiomyidae* fueron los más perjudicados). Estos patrones estaban directamente correlacionados con las variables térmicas sugiriendo un efecto causal del calentamiento climático. Estos resultados 'in situ' apoyan las predicciones sobre el efecto del cambio climático sobre el desplazamiento aguas arriba de las comunidades dulceacuícolas.
- En los ríos salmoneros y trucheros es ya patente una disminución de las poblaciones de peces, como consecuencia de la fragmentación de los hábitat (capítulo 3). Entre los efectos más sobresalientes sobre invertebrados cabe mencionar el efecto negativo que esto tiene sobre las poblaciones de grandes bivalvos de agua dulce, que necesitan un pez hospedador para cerrar su ciclo vital con la metamorfosis de sus larvas en el cuerpo del pez. Algunas de estas especies, como *Margaritifera margaritifera* y *M. auricularia*, muestran una alta especificidad por el pez hospedador. En el caso de *M. margaritifera* estos son truchas y salmones, con lo que se puede anticipar un declive importante en sus poblaciones que sólo habitan los ríos de la zona norte y noroeste peninsular (Ramos 1998). *M. margaritifera* está protegida por el Convenio de Berna (Anexo III), la Directiva Hábitat

(Anexos II y V), UICN (en peligro). Aún no se tiene certeza sobre el pez hospedador de las larvas de *M. auricularia* en la naturaleza -Río Ebro y canales adyacentes- (en caso de no haberse extinguido ya), aunque en laboratorio se ha demostrado que el blenio de río (*Salaria fluviatilis*), puede ser un hospedador potencial (Araujo *et al.* 2001). No obstante, se trata de una especie de pez muy amenazado, con poblaciones fragmentadas, por lo que la supervivencia de ambas especies está comprometida. *M. auricularia* está protegida por el Convenio de Berna (Anexo II), Directiva Hábitat (Anexo IV), UICN (en peligro de extinción), Catálogo Nacional de Especies Amenazadas (“en peligro de extinción”). La especie *Unio elongatulus* utiliza como hospedadores varias especies de peces, por lo que la amenaza no es tan grande. Esta especie está protegida por el Convenio de Berna (Anexo II) y Directiva Hábitat (Anexo V).

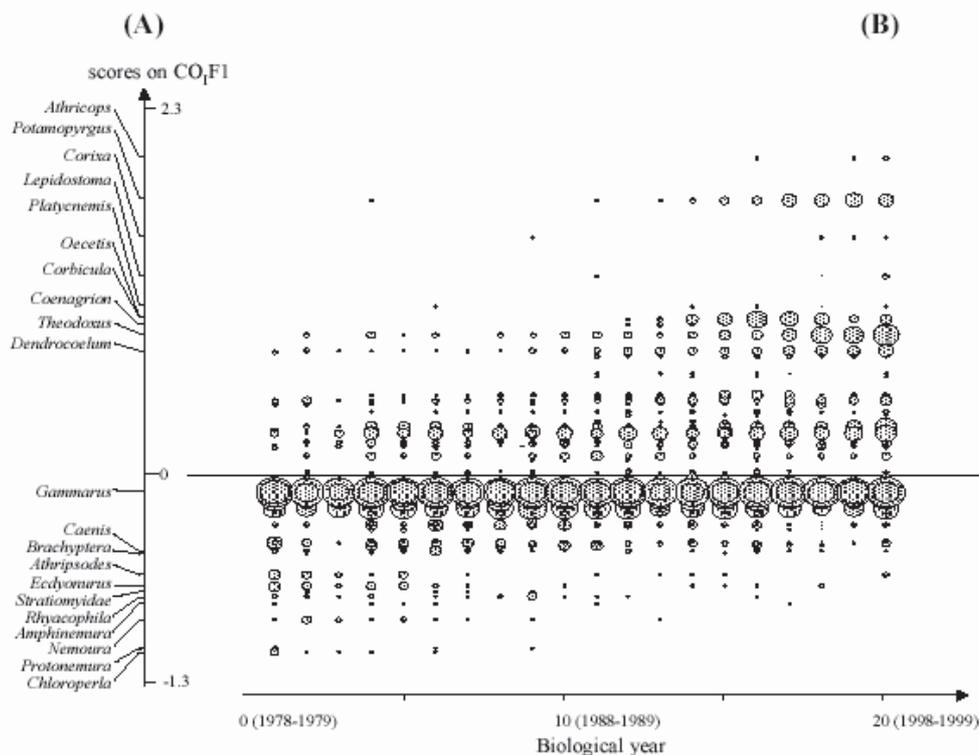


Fig. 6.1. Evolución de la composición faunística de invertebrados en la cuenca alta del río Garona desde 1979 hasta 1999. Abundancia media anual por muestra de los diferentes taxones de invertebrados (el área del círculo es proporcional a la abundancia) clasificados según el primer eje de un análisis de correspondencias (CO₁F1). Sólo se muestran los 10 taxones con los valores más altos de los factores y los 10 con los más bajos. (Figura publicada en Daufresne *et al.* 2003 y amablemente cedida por el primer autor).

- El estudio de los anillos de crecimiento anual en las conchas de *Margaritifera margaritifera* en Suecia se ha estudiado en un gradiente norte-sur y proporcionaron un registro de la variación del crecimiento durante 217 años (1777 – 1993) (Schöne *et al.* 2004). El patrón observado indica que el crecimiento anual está en gran parte controlado por la temperatura estival. Los meses de junio-agosto son cruciales en las poblaciones más septentrionales, y se desplazan hacia el otoño hacia el sur. En general, a temperaturas más elevadas el crecimiento es mayor. Este estudio pone de manifiesto que las conchas de los moluscos bivalvos, en general longevos (en torno a 70 años) pueden ser utilizados como excelentes herramientas para el registro de eventos climáticos, en particular la variación de temperaturas.

- Los ecosistemas dulceacuícolas son muy sensibles al estrés ambiental y al producido por el hombre, por lo que responden más rápidamente que los ecosistemas terrestres a las alteraciones. La figura 6.2 ilustra este fenómeno.

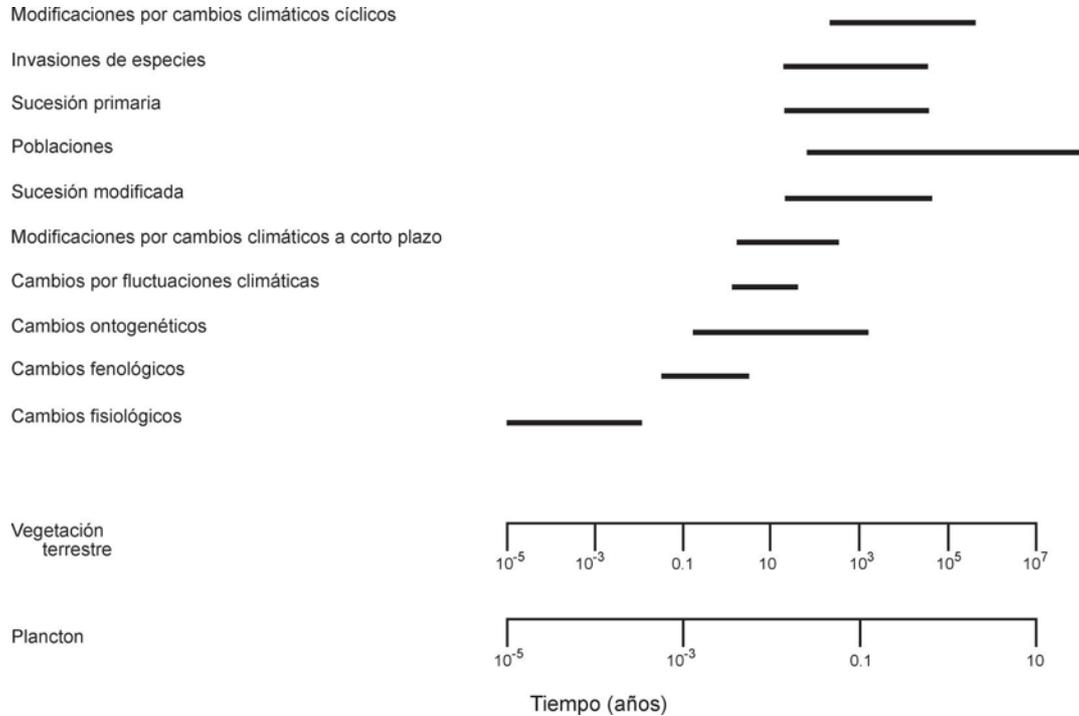


Fig. 6.2. Diferencias en la escala temporal de los procesos en comunidades terrestres y planctónicas. La escala es logarítmica y los procesos celulares en organismos de ambos medios coincide en aproximadamente 10-5 años (ej., 5 min).

Existen algunos datos en España sobre efectos del clima sobre las especies de insectos y modelos que predicen cambios en distribución o dinámica poblacional en función de alteraciones climáticas.

- Existen evidencias de que el número de especies de lepidópteros ropalóceros en el noreste peninsular ibérico está básicamente condicionado por dos variables climáticas, la temperatura y la pluviosidad. La riqueza de especies está negativamente correlacionada con las temperaturas y positivamente con el índice pluviométrico (Stefanescu *et al.* 2004). Estos datos nos indican que en el contexto del cambio climático, un aumento de las temperaturas y un clima más seco comportará una pérdida clara de la diversidad de especies.
- La mariposa *Parnassius apollo* (Lepidoptera Papilionidae) es una especie protegida por el Convenio de Berna (Anexo II), UICN 2000 (Vulnerable), CITES (Anexo II) y Directiva de Hábitat (anexo IV). Es una especie ampliamente distribuida por Eurasia aunque de manera fragmentaria y aislada en pequeñas poblaciones. Se han descrito numerosas subespecies (hasta 160 en toda su área de distribución y hasta 24 en España). Posee una distribución discontinua boreoalpina representada en toda Europa, extendiéndose por Siberia hasta el centro de Asia. En la península Ibérica se encuentra en los principales sistemas montañosos entre altitudes de 800 y 3000 m. Los principales núcleos poblacionales se encuentran en la Cornisa Cantábrica (desde los montes leoneses y Asturias a las sierras alavesas), Pirineo oscense y catalán, Sistema Ibérico (desde las provincias más septentrionales hasta Teruel y Comunidad Valenciana), Sistema Central (Sierra de Guadarrama) y sierras béticas (desde

Sierra María en Almería hasta Sierra Nevada). Se sabe que según el único estudio existente sobre la movilidad de los adultos, los desplazamientos son cortos, cifrándose entre los 260 m y los 1840 m (Brommer y Fred 1999). Las actividades antrópicas (sobre todo estaciones de esquí e infraestructuras en la alta montaña) y el cambio climático se han señalado como los factores más importantes de regresión de sus poblaciones en las montañas más meridionales de España (Baixeras 2002). Es una especie restringida en general a hábitat muy reducidos, y cualquier factor que incida directamente sobre la especie en las cotas más bajas de su distribución constreñirá a la especie en unos límites que pueden hacer inviable su supervivencia en muchas localidades. Se ha calculado que en algunas poblaciones meridionales y aisladas, como las existentes en Penyalogosa (Castellón), un aumento de 0,1° C anuales podría conducir a la desaparición de estas poblaciones en algo más de 30 años (Baixeras 2002).

- *Culicoides imicola* es un díptero de la familia Ceratopogonidae, vector de arbovirus del ganado que produce entre otras la enfermedad de la lengua azul en rumiantes y peste equina en África (Wittmann *et al.* 2001), enfermedades incluidas en las listas internacionales de epizootias. En este momento se conoce su presencia en la mitad sur-occidental de la península Ibérica (Rawling *et al.* 1997). La distribución de *Culicoides imicola* está condicionada por la temperatura media anual y las precipitaciones (Baylis y Rawling 1998). De acuerdo con el modelo predictivo desarrollado por Wittman *et al.* (2001), se ha visto que esta especie puede ampliar rápidamente hacia el norte su área de distribución. Un incremento de unos 2° C en la temperatura media global en el presente siglo podría conllevar la ampliación en 200 km su límite norte de distribución en Europa, lo que indudablemente provocaría la aparición de graves epizootias en España que podrían alcanzar el norte de Francia y Suiza (Wittman *et al.* 2001). Los datos predictivos sobre la dispersión hacia el norte de esta especie han sido recientemente confirmados con la captura de ejemplares en Baleares, Cataluña y Comunidad Valenciana (Sarto i Montenys y Saiz Ardanaz 2003).
- *Linepithema humile* es la denominada hormiga argentina, una especie invasora en numerosas partes del mundo. El origen de esta especie es Argentina y ha logrado penetrar en numerosos hábitat urbanos y naturales de ecosistemas mediterráneos y tropicales. Su actividad provoca graves alteraciones en los ecosistemas y daños en recursos humanos, provocando graves pérdidas económicas. Esta especie está presente en España, y de acuerdo con los modelos predictivos existentes, se prevé una importante expansión hacia el norte de Europa en los próximos 50 años, lo que implicará en España una presencia generalizada de la especie (Roura *et al.* 2003, figura 6.3). Esto provocará graves consecuencias para la biodiversidad en muchos hábitat por competencia en unos casos y por depredación en otros.
- Existen datos que indican que en los ecosistemas mediterráneos la distribución espacial y periodos diarios de actividad de especies de coleópteros Scarabaeidae y Geotrupidae dependen de la temperatura (Mena *et al.* 1989, Galante *et al.* 1991, Galante 1992), por lo que un incremento de la misma va a tener una importante repercusión sobre las especies de estos grupos.
- Se ha visto en algunas especies de lepidópteros y coleópteros del medio mediterráneo ibérico que una estrategia para sobrevivir durante las épocas más desfavorables es retrasar la maduración ovárica, evitando de este modo la aparición de fases inmaduras en un momento en el que los recursos alimenticios son escasos y las condiciones ambientales no permiten el desarrollo (García-Barros 1988, Lumbreras *et al.* 1990 1991). Por ejemplo en los estudios realizados por Galante y su grupo se vio como en el coleóptero escarabeido *Bubas bubalus*, las hembras que aparecen a principios del otoño copulan y almacenan los espermatozoides en la espermateca sin que se produzca la fecundación de los óvulos. Los

ovarios sufren reabsorción de óvulos y movilización de reservas de grasa, lo que les permite optimizar sus recursos energéticos durante la fase invernal, desarrollando óvulos viables en la siguiente primavera que serán fecundados probablemente como resultado de nuevas cópulas (Lumbreras *et al.* 1991).

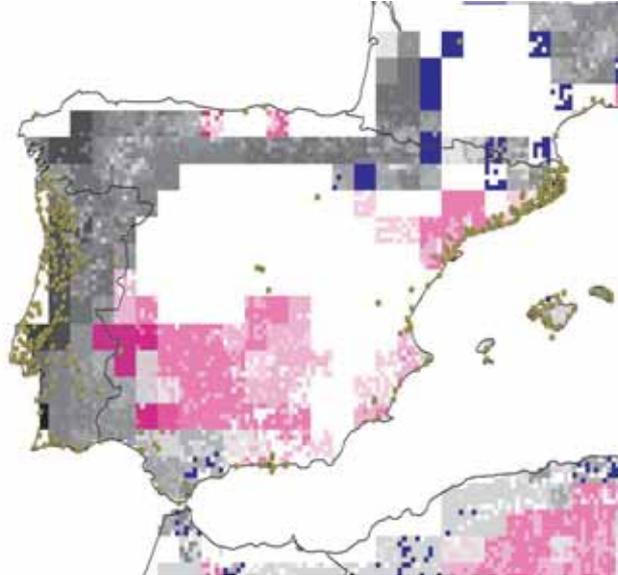


Fig. 6.3. Modelización de los efectos del cambio climático en la distribución potencial de la Hormiga argentina (*Linepithema humile*), una especie invasora. Los tonos negros-grises indican las áreas que reúnen las condiciones adecuadas para la presencia de la especie en la actualidad, mientras que tonos azules y rosados indican las áreas a reducirse y aumentar en el futuro respectivamente. Los puntos indican localidades donde la especie se encuentra presente en la actualidad (Extraído de Roura *et al.* 2003).

- Se ha puesto en evidencia que la temperatura tiene un importante impacto sobre las poblaciones de pulgones (Hemiptera Aphidinea), produciéndose una alteración de los periodos de vuelo. En estos momentos existe la red europea denominada EXAMINE (Exploitation of Aphid Monitoring in Europe) que ha realizado un seguimiento en 19 países durante 3 años de los periodos migratorios de los pulgones valiéndose de trampas de succión (Harrington *et al.* 2001, Hulé *et al.* 2003). Se han encontrado datos sólidos que indican que existe una clara relación entre las dinámicas poblacionales de los áfidos y las variables ambientales. Las variables climáticas son un factor explicativo sólido en al menos el 50% de la variación de los periodos y escala de vuelo en áfidos, si bien existen otros factores que influyen a nivel local como son los cambios de usos del suelo y la fragmentación del hábitat.
- El proyecto EXAMINE ha puesto de manifiesto que existe una clara correlación entre el incremento de las temperaturas invernales y el descenso de pluviosidad con el adelanto de los periodos anuales de vuelo de pulgones áfidos. No obstante el factor más influyente en este adelanto de los periodos de vuelo parece ser el incremento de temperaturas (Harrington *et al.* 2003, Seco-Fernández *et al.* 2003).

6.3. IMPACTOS PREVISIBLES DEL CAMBIO CLIMÁTICO

No hay suficientes buenas series temporales con las que ilustrar debidamente lo que ha ocurrido en los últimos tiempos. Hay evidencias históricas de lo que viene ocurriendo en los últimos 10.000 años, como la retirada hacia el norte de los bosques húmedos y la ampliación

de las zonas de sequía mediterránea (y el Sahara, que ha expandido 7 grados de latitud en los últimos 15.000 años). Desde esta perspectiva temporal, lo que ahora se observa puede no ser sino la continuación, tal vez acentuada por las intervenciones humanas, de un proceso que en nuestro país puede tener consecuencias gravísimas en términos de biodiversidad. Si las predicciones de los modelos de circulación global para el siglo XXI son correctas, los aumentos de la sequía aumentarán el estrés hídrico de una vegetación arbórea y arbustiva que vive ya al límite de sus posibilidades por los prolongados procesos de cambio precedentes. Dado que España se encuentra en una región periférica y peninsular del continente (Ramírez y Tellería 2003), esto puede suponer la retracción de muchas especies de filiación atlántica (que serían la mayoría en vertebrados), el aumento de la insularidad de las especies relictas boreo-alpinas y la extinción de muchas poblaciones de estos organismos "norteños" que hoy presentan ya una notable fragmentación hacia el sur. Por otro lado, la barrera de Gibraltar puede impedir la colonización por especies africanas. Ello conllevaría un considerable empobrecimiento faunístico. Por otro lado, el estrecho de Gibraltar podría suponer una barrera para la expansión hacia el norte de especies africanas.

Recientemente el riesgo de extinción de 1103 especies de animales y plantas en regiones que cubren un 20% de la superficie terrestre ha sido modelado en base a predicciones de cambio climático hasta 2050 (Thomas *et al.* 2004). En un escenario conservador con aumentos de temperatura global de 0,8-1,7°C se extinguirían según estos modelos un 18% de las especies, mientras en un escenario dramático de aumentos térmicos globales superiores a 2°C se extinguirían hasta un 35% de las especies. Según este trabajo, el cambio climático puede convertirse en el principal factor de extinción de especies en el siglo XXI.

6.3.1. Escenarios futuros e incertidumbres según hipótesis

Existen dos escenarios futuros de efectos del cambio climático sobre la biodiversidad de vertebrados:

6.3.1.1. Hipótesis I: Los ecosistemas se desplazan en conjunto

El primero está basado en que los ecosistemas completos se desplacen hacia el norte o en altitud en función de los cambios en temperatura y precipitaciones. Este escenario es poco realista debido a la tremenda y creciente fragmentación de hábitat en Europa y a la complejidad de las respuestas de las distintas especies y de sus interacciones. Los impactos del cambio climático global han sido considerados en ocasiones como meros desplazamientos de áreas de distribución, pero existen evidencias de que los desplazamientos de distribuciones pueden aumentar los costes derivados de interacciones bióticas cuando las especies ocupan hábitat para los que no están adaptados, o en los que incurren en nuevas interacciones ecológicas (Martin 2001).

6.3.1.2. Hipótesis II: Los ecosistemas se adaptan y cambian

El segundo contempla la modificación de los ecosistemas actuales en cuanto a su composición y relaciones entre especies debido a la respuesta diferencial de las mismas a los cambios. La desaparición de ciertas especies o la inmigración de nuevas especies pueden llevar a reacciones en cascada sobre otros componentes de los ecosistemas. Este escenario no permite predicciones exactas en la mayoría de los casos con el nivel de conocimientos actual.

6.3.2. Cambios detectados que pueden afectar a la supervivencia de poblaciones

6.3.2.1. Cambios fenológicos

6.3.2.1.1. Cambios fenológicos en Vertebrados

Los adelantos o retrasos en procesos naturales motivados por rápidos cambios climáticos pueden llevar a respuestas en la fenología de las poblaciones de vertebrados. Muchos organismos presa de vertebrados pueden responder más rápidamente que ellos mismos a los cambios, produciéndose una pérdida de sincronización entre consumidores y recursos. Muchas especies de vertebrados responden a variación estacional en ritmos circadianos para iniciar procesos reproductivos, migratorios o de hibernación, variación que no se ve afectada por cambios climáticos. Sin embargo, los recursos de los que dependen pueden responder a condiciones climáticas, lo que conlleva pérdida de sincronización. Una de las consecuencias más probables de la pérdida de sincronización entre especies en distintos niveles tróficos es el desajuste entre los requerimientos y la disponibilidad de alimento para las de niveles superiores, lo cual puede conllevar fracasos reproductivos o disminución de la supervivencia (hipótesis II).

Las especies de ciclo más corto pueden responder a la selección mediante cambios micro-evolutivos muy rápidos. Para especies de tiempos generacionales prolongados, la respuesta a cambios rápidos en la disponibilidad de recursos solo puede ser mediante plasticidad fenotípica. El grado de plasticidad está modulado por la variabilidad en las condiciones ambientales experimentadas por una especie en el tiempo evolutivo. La variabilidad genética también puede posibilitar la adaptación al cambio en especies de vida corta.

- Uno de los cambios más llamativos detectado en anfibios ha sido el adelanto de la reproducción en un buen número de especies en Europa y Norteamérica (Beebee 1995, Gibbs y Breisch 2001). Sin embargo ningún estudio a largo plazo capaz de detectar estos adelantos ha sido realizado en España. Se están recogiendo datos desde hace 5 años para poblaciones de Rana bermeja (*Rana temporaria*, "especie de interés especial") en zonas bajas (< 600 msnm) y altas (>1600 msnm) de la Cordillera Cantábrica (A. G. Nicieza, com. pers.). Durante ese tiempo, en zonas altas la reproducción se inicia cuando se retira la nieve de las charcas, pero hasta ahora nunca antes (aunque se retire la nieve de la zona) de la segunda o tercera semana de Marzo. Sería interesante obtener información sobre las componentes genética y ambiental del proceso que determina el inicio de la migración hacia los lugares de reproducción.
- Con respecto a cambios fenológicos en aves, podemos destacar los observados con respecto a la reproducción y migración. Con respecto a la reproducción, se ha estudiado si existen adelantos en el inicio de la reproducción achacables al reciente cambio climático en la península. En las tres especies estudiadas (Carbonero común *Parus major*, Herrerillo común *Parus caeruleus* y Papamoscas cerrojillo *Ficedula hypoleuca*, todas "de interés especial") no se han observado cambios en fecha o tamaño de puesta durante las últimas décadas (Sanz 2002, 2003, Sanz *et al.* 2003). Esto contrasta con lo observado para el resto del Paleártico Occidental, en donde estos cambios sí han sido detectados y achacados al reciente cambio climático (Sanz 2002, Sanz 2003). Esto se puede explicar por el hecho de que en las poblaciones estudiadas en la Península, el aumento de temperatura detectado durante las últimas décadas se ha producido en los meses posteriores al inicio de la reproducción, por lo que sería esperable encontrar efectos sobre el éxito reproductor (Peñuelas *et al.* 2002, Sanz *et al.* 2003). En Canarias se han detectado casos esporádicos de reproducción en octubre y noviembre por parte del Herrerillo común.
- Existen evidencias que indican que la fenología reproductiva de varias especies de aves ibéricas está afectada por la temperatura o precipitación antes de iniciar la reproducción.

Así, Fargallo y Johnston (1997) han mostrado que el inicio de la reproducción en una población de Herrerillo común en el centro de la Península está afectado por la temperatura un mes antes del mismo. Al incrementarse la temperatura al inicio de la primavera, estas aves adelantan la fecha de puesta. En el Cernícalo primilla se ha detectado una relación entre la temperatura y la precipitación en primavera y la fecha de puesta (J. Bustamante, com. pers.). Falta por conocer con largas series de datos aún no disponibles, si el aumento de temperatura detectado durante las últimas décadas ha afectado a la fenología reproductiva de estas aves.

- Se ha observado un descenso del éxito reproductor, pérdida de condición de los pollos al emanciparse y menor reclutamiento de individuos en el Papamoscas cerrojillo durante los últimos 18 años en poblaciones del Sistema Central (Sanz *et al.* 2003). Este estudio se realiza cerca del margen meridional de la distribución de la especie en Europa. Dado que la península Ibérica está en la zona más meridional de la distribución de bastantes especies de aves (Martí y del Moral 2003), y que como respuesta al cambio climático muchas especies pueden cambiar su distribución hacia el norte de Europa, es importante que esto se estudie precisamente en estas zonas. El proceso se puede realizar por colonización de nuevas áreas reproductivas o por extinción de poblaciones en el área meridional. Existen evidencias que nos indican que el éxito reproductor de bastantes especies que se reproducen en la península Ibérica se ve negativamente afectado por una menor precipitación durante la primavera (Carrascal *et al.* 1993, Zuberogoitia 2000, García y Arroyo 2001) o por un incremento de la temperatura (Lucio 1990). Sin embargo, no se ha estudiado si estos efectos, que son esperables en un escenario de cambio climático, se han podido producir en las últimas décadas en estas especies.
- Con respecto a la migración, se han detectado cambios hacia un retraso en 15 días de promedio en la llegada de 6 aves migrantes transaharianas durante los últimos 50 años (Abubilla *Upupa epos*, Golondrina común *Hirundo rustica*, Cuco *Cuculus canorus*, Ruiseñor común *Luscinia megarhynchos*, Codorniz *Coturnix coturnix* y Vencejo común *Apus apus*, todas menos la codorniz “de interés especial”). En este estudio realizado en una localidad de Barcelona (Peñuelas y Filella 2002), se observa que 5 de las 6 especies muestran un retraso estadísticamente detectable, y que en 4 especies existe una relación con cambios temporales en temperatura, y en una especie existe una relación con cambios temporales en la precipitación. Este retraso en la llegada a las áreas de reproducción en la Península contrasta con el generalizado adelanto observado en el mismo periodo para la fenología de plantas e insectos (Peñuelas y Filella 2002). Esto parece sugerir que estas especies han de tener un peor éxito reproductor con el paso de los años por sufrir un desajuste entre su llegada y la disponibilidad de alimento (hipótesis II). Los depredadores especializados en aves migratorias en paso como el Halcón de Eleonor (*Falco eleonora*, “de interés especial”) podrían sufrir un desajuste entre su ciclo reproductor y el paso migratorio.
- Se sabe que la temperatura media de marzo en la península Ibérica está relacionada con la fecha de llegada de la Golondrina común a Inglaterra (Huin y Sparks 1998). Cuanto mayor es el incremento de la temperatura en la ruta migratoria, mayor es el adelanto en la fenología de llegada a las áreas reproductivas. Por ello, al ser la península Ibérica una zona de paso migratorio muy importante a nivel continental, los cambios sufridos en la misma se podrán observar en cambios fenológicos en distintas especies de aves migratorias que escojan su área reproductiva en otras regiones del continente. Por otro lado, ciertas especies de aves, como es el caso de la Cigüeña Común o la Golondrina común, han cambiado su comportamiento migratorio. Muchos individuos de estas especies pasan los inviernos en el sur de la Península, evitando así el viaje migratorio trans-sahariano (noticiarios ornitológicos Ardeola). Este hecho constatado no se sabe muy bien si se debe al incremento de las temperaturas medias invernales en la Península o a otras causas. Es

probable que la presencia constante de alimento en los basureros tenga mayor efecto que la temperatura.

- Las condiciones de sequía retrasan la reproducción en el Ciervo *Cervus elaphus*, reducen la fertilidad de las hembras y aumentan la mortalidad de las crías, especialmente de los machos (Clutton-Brock *et al.* 1982, Carranza 1999).

6.3.2.1.2. Cambios fenológicos en Invertebrados

- Mediante manipulaciones climáticas, en hábitat herbáceos, sobre una comunidad de moluscos en el Reino Unido (Sternberg 2000) se ha demostrado que las distintas especies de la comunidad de caracoles y babosas presentaban respuestas diferentes, que se reflejan principalmente en cambios en su fenología y en sus preferencias alimenticias. En condiciones de sequía estival el incremento en la cobertura del suelo por hojarasca favoreció a las especies que se alimentan de ella (ej. *Monacha cantiana*) que aumentaron su actividad y su población, mientras que las especies que se alimentan de hojas verdes y brotes tiernos (ej. *Candidula intersecta*, *Deroceras reticulatum*) aumentaron sus efectivos con aporte suplementario de lluvia en verano. Se puede predecir que las especies con ciclo de vida anual (la mayoría de los Helicidae) serán más sensibles a los cambios durante su periodo de crecimiento. También experimentalmente se ha observado que en *Helix aspersa* un aumento simultáneo de CO₂ y temperatura conlleva un aumento en el reclutamiento de juveniles así como una aceleración en su emergencia (Bezemer y Knight 2001).
- En el noreste de España se ha observado que desde el año 1988 el periodo de inicio de vuelo en un elevado número de especies de lepidópteros ropalóceros empieza cada vez en fechas más tempranas, lo que supone para algunas especies un adelanto significativo de entre una y 7 semanas, pudiéndose cifrar en una media de 0,1 semanas/año (Stefanescu *et al.* 2003). Este proceso es lógico si pensamos que existe una gran dependencia de los periodos de desarrollo de los estados inmaduros en los insectos de la temperatura (Ratte 1985), y que en la mayor parte de los ropalóceros coincide el final de la diapausa y final de su desarrollo con la llegada de la primavera (período en el que también se han detectado los mayores incrementos en la temperatura).
- Se tienen evidencias de que algunas especies de ropalóceros Satyridae y Lycaenidae muestran respuestas más acusadas frente al cambio climático, variando claramente sus picos de actividad anual y el número de semanas en las que presentan actividad de vuelo (Stefanescu *et al.* 2003).
- En algunas especies de Satyridae se ha puesto en evidencia un claro adelanto del periodo de vuelo, como es el caso de *Melanargia lachesis*, *Pyronia tithonus*, *Pyronia cecilia*, *Coenonympha pamphilus* y *Lasiommata megera*, todas ellas con régimen larvario ligado a gramíneas (Stefanescu *et al.* 2003).
- El incremento de temperaturas se espera que provoque un adelanto en el inicio de las migraciones anuales de pulgones. Muchas de estas especies constituyen plagas en cultivos, por lo que deberá tenerse en cuenta el factor de llegada temprana a muchas áreas. Se prevé un adelanto en la colonización de cultivos, en un estado temprano de desarrollo de los vegetales y por tanto con mayor sensibilidad al ataque de la plaga que podrá ocasionar bien daños directos o bien indirectos por transmisión de virus. Este hecho podría traer como consecuencia que en algunas zonas se incremente la aplicación de insecticidas químicos.

6.3.2.2. Cambios en morfología, fisiología y conducta

6.3.2.2.1. Cambios en morfología, fisiología y conducta de Vertebrados

Una de las consecuencias posibles de un aumento de temperaturas sería una selección direccional a favor de tamaños corporales menores. Según la regla de Bergmann, climas más cálidos favorecerían en vertebrados homeotermos un menor tamaño corporal, por su mayor capacidad para eliminar calor o su menor necesidad de reducir su capacidad para eliminarlo. En ciertas aves de Israel se han detectado disminuciones significativas del tamaño corporal a lo largo del pasado siglo (Yom-Tov 2001). No existe ningún estudio de este tipo en España, aunque existen colecciones de ejemplares colectados en distintas épocas que podrían servir para ello.

Se han propuesto ciertas repercusiones nocivas para vertebrados derivadas de los efectos de la temperatura sobre el desarrollo embrionario. En muchas especies de reptiles, el sexo está determinado por la temperatura en el nido. Un aumento de la misma podría llevar a sesgos exagerados en la razón de sexos, repercutiendo negativamente en la capacidad de los individuos para reproducirse (Dawson 1992). En mamíferos, los aumentos de temperatura podrían llevar a hipertermia en hembras gestantes y consiguiente estrés térmico para los embriones, lo que en algunas especies determina una elevada mortalidad embrionaria (McLean 1991). Estos efectos de la temperatura sobre la viabilidad de los embriones se han propuesto como una causa de la desaparición de muchos grandes mamíferos después de la última glaciación (McLean 1978).

En murciélagos, un modelo bioenergético predice una combinación bastante estrecha de temperaturas en el hibernáculo y duraciones del invierno para permitir una hibernación exitosa. Ello sugiere que la dependencia térmica de la energética de hibernación constriñe la biogeografía de estas especies (Humphries *et al.* 2002). El modelo predice una expansión pronunciada hacia el norte de murciélagos hibernantes en el próximo siglo. Ningún estudio de la bioenergética de la hibernación ha sido realizado en España. Por otro lado, la capacidad de regular la temperatura corporal e impedir la hipertermia en murciélagos en sus habitáculos diurnos puede ser limitada e implicar mortalidad directa (M. Delibes, com. pers.).

Una propuesta general que se ha realizado es que los vertebrados ectotérmicos serían más sensibles a bruscos cambios climáticos, dada su menor autonomía respecto al ambiente térmico. En general, la adaptación al cambio climático podría derivarse de cambios micro-evolutivos basados en variación genética subyacente o de plasticidad fenotípica (Dawson 1992). No existen actualmente estudios en España que exploren la viabilidad de ambas vías de adaptación en vertebrados.

- Las estructuras de edades de varias poblaciones de ciprínidos ibéricos muestran una mayor abundancia de clases de edad viejas en relación a jóvenes (Rincón y Lobón-Cerviá 1989, Velasco *et al.* 1990). Esto indica que son frecuentes las diferencias interanuales en éxito reproductor y reclutamiento. En España no se han examinado con rigor las correlaciones entre variables climáticas y éxito reproductor de ciprínidos, pero estudios en otros países de un ciprínido ampliamente extendido que también se caracteriza por estas fluctuaciones en el reclutamiento, sugieren que estas variaciones están moduladas por la temperatura, y en menor medida, por la precipitación, durante las primeras etapas del desarrollo (Lobón-Cerviá *et al.* 1996).
- En el Papamoscas cerrojillo se han detectado tendencias negativas en el gasto energético (esfuerzo reproductor) o en la tasa de cebas durante las últimas décadas en dos poblaciones estudiadas en el Sistema Central (Sanz *et al.* 2003, figura 6.4). Estas aves insectívoras forestales sufren el desajuste con sus principales presas (orugas), por causa

del cambio climático reciente, y han variado las presas que aportan a los pollos en el nido (hipótesis II). También se han observado cambios en la condición física de los machos y hembras (Sanz *et al.* 2003). El gasto energético diario, una medida integrada de esfuerzo reproductor de estas aves, se ha reducido con el paso de los años, principalmente debido a la relación negativa entre éste y la temperatura ambiente (Sanz *et al.* 2003). Estos cambios en la sincronización con las presas (orugas) debido al reciente cambio climático explicaría los cambios observados en metabolismo de adultos, esfuerzo reproductivo y éxito reproductor.

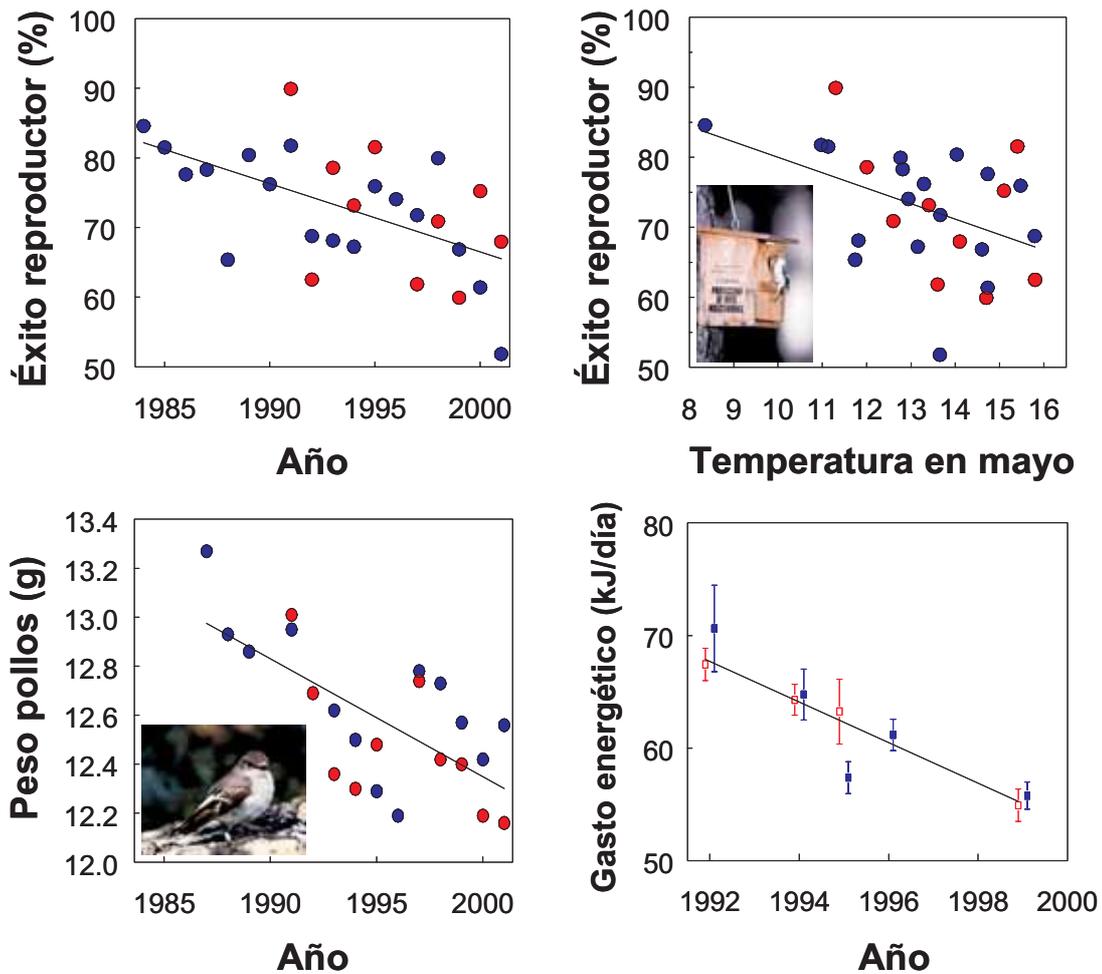


Fig. 6.4. Cambios temporales a lo largo de más de una década en el éxito reproductor en dos poblaciones de Papamoscas cerrojillo del Sistema central (puntos azules: La Hiruela, Madrid; puntos rojos: Valsaín, Segovia) y en el gasto energético diario de los adultos durante la fase final de la crianza de los pollos (símbolos azules: hembras, símbolos rojos: machos) (de Sanz *et al.* 2003).

- Por otro lado existen evidencias de que la precipitación durante la primavera afecta a la condición y crecimiento de los pollos de aves nidícolas (Carbonell *et al.* 2003). A menor precipitación la condición y crecimiento de los pollos de currucas capirotadas (*Sylvia atricapilla*, "de interés especial"), medido por medio de la asimetría fluctuante y crecimiento de las plumas, es peor (Carbonell *et al.* 2003). Esto indica que podemos predecir efectos sobre el crecimiento de estas aves en un escenario de cambio climático.

- En el Cernícalo primilla, un modelo bioclimático indica que el éxito reproductor se ve afectado positivamente por la precipitación. Sin embargo, a pesar de que las precipitaciones han disminuido significativamente desde 1966 en la zona de estudio, un análisis retrospectivo de la evolución del tamaño de varias colonias andaluzas indica que el efecto del cambio climático sobre el éxito reproductor no puede ser responsable del declive histórico de la población (Rodríguez y Bustamante 2003).

6.3.2.2.2. Cambios en morfología, fisiología y conducta de Invertebrados

- Un efecto similar al de la regla de Bergmann, enunciada para vertebrados, se ha observado también en moluscos. En el gasterópodo *Cepaea nemoralis* se ha descrito una correlación directa entre el diámetro de la concha (medida estándar del tamaño) y la altitud en cuatro valles del Pirineo español (Ramos 1981 y sin publicar). Es decir el tamaño aumenta en las poblaciones a mayores altitudes donde la temperatura es menor.
- En algunas ocasiones los resultados experimentales sobre gasterópodos terrestres resultan contradictorios. Así, el consumo de alimento en los juveniles de *Helix pomatia* aumentó en ambiente con elevado CO₂ (Ledergeber *et al.* 1998), mientras que en otro experimento con *Helix aspersa* el consumo no se vio afectado por la concentración de CO₂ (Díaz *et al.* 1998). Es posible que la respuesta diferente entre las dos especies pudiera deberse a diferencias fisiológicas intrínsecas. En todo caso, estos resultados sugieren que no se pueden hacer predicciones basadas en la variación de un único factor (temperatura, humedad o concentración de CO₂), y que es necesario el estudio combinado de los distintos factores ambientales que pueden variar sinérgicamente como consecuencia del cambio climático en condiciones naturales, y tener también en cuenta los factores microclimáticos, historia evolutiva del grupo animal y características fisiológicas de las especies, además de la influencia humana.
- Tanto en condiciones naturales (Potts 1975, Chevallier 1980, 1992) como experimentales (Iglesias *et al.* 1996) se ha observado un gradiente latitudinal en el ciclo de vida de *Helix aspersa*. La longitud del periodo de hibernación disminuye con la latitud, desde siete meses en Escocia a cuatro meses en el noroeste de España. En zonas atlánticas en Galicia la especie tiene hibernación larga sin periodo de estivación y se reproduce durante el verano, mientras que en otra localidad gallega con clima Mediterráneo existe tanto hibernación como estivación y la reproducción tiene lugar en primavera y otoño (Iglesias *et al.* 1996). La reproducción en otoño es típica en todos los gasterópodos Helicidae del área Mediterránea, aunque la supervivencia de los juveniles de otoño es mucho menor por el frío invernal que la de los de primavera. Por otra parte, tanto en *H. aspersa*, como en *H. pomatia* y en *H. texta* parece que el factor determinante de la actividad de la especie en áreas Mediterráneas es la pluviosidad (la salida de la hibernación está relacionada con los periodos lluviosos y la entrada en estivación con el inicio de los periodos secos), mientras que el fotoperíodo podría ser mas importante en altas latitudes. En cualquier caso, esta cline latitudinal está matizada por los factores microclimáticos en que vive la población, y que pueden hacer que se aparte del patrón general.
- La longevidad de los ejemplares de la especie *Margaritifera margaritifera* varía con la latitud. Así, mientras que el promedio de vida de los ejemplares en España es de unos 70 años, la longevidad en las poblaciones Escandinavas y de la península de Kola llega hasta los 200 años (Araujo, comunicación personal). La temperatura del agua puede ser, en este caso, un importante factor.

- La dinámica poblacional de las especies de artrópodos terrestres está en gran parte condicionada por las condiciones ambientales de temperatura y humedad. La expansión observada hacia el norte del límite septentrional de distribución de las especies de insectos debe ser interpretado como la respuesta al incremento de la temperatura media anual. Por otra parte el incremento de temperatura trae como consecuencia una mayor variabilidad en los periodos de precipitación, intensidad de las mismas y tasas de evapotranspiración (Piñol *et al.* 1998). Los cambios significativos que se están produciendo en la cuantía y momento de las precipitaciones pueden llegar a tener repercusiones negativas en la viabilidad de las poblaciones, incrementando el riesgo de extinción (McLaughlin *et al.* 2002). Para comprobar esta hipótesis será necesario llevar a cabo investigaciones que tomen en consideración a varios órdenes de insectos en los que se seleccionen especies cuya distribución y biología sea bien conocida.
- Por otra parte conocemos que existen grupos de insectos claramente heterotermos, capaces de regular su temperatura interna de vuelo, y que muestran actividad en los periodos menos calurosos del día como es el crepúsculo y primeras horas de la noche (Heinrich 1993). Estos grupos poseen una masa muscular muy desarrollada, elevada carga alar y su capacidad de vuelo depende del equilibrio que se establece entre la generación de calor corporal y su pérdida mediante difusión externa hacia la atmósfera circundante. Estos insectos se comportan como endotérmicos durante el vuelo, pudiendo tener capacidad de termorregulación, pero fuera de esta actividad de vuelo son poiquilotermos. Un incremento de temperaturas puede afectar gravemente a estas especies entre las que encontramos lepidópteros como los Sphingidae, e insectos polinizadores como muchos himenópteros Apoidea y coleópteros Scarabaeidae. Muchas de estas especies poseen una distribución muy restringida en Europa occidental o bien son endemismos ibéricos, y que además tienen una baja tasa reproductora (Verdú *et al.* 2004a).
- Los cambios observados en algunos lepidópteros en cuanto al adelanto de su aparición en periodo de vuelo, nos podrían indicar que algunos insectos podrían tener una respuesta de este tipo que les permitiría adaptarse a las nuevas condiciones climatológicas de calentamiento global. No obstante, esta respuesta no se produce de una forma generalizada, y por otra parte los datos de que disponemos son muy escasos y localizados geográficamente. Se necesitarían largas series anuales sobre la abundancia de las poblaciones afectadas y los registros históricos faunísticos que poseemos son escasos y pobres, debido en gran parte a la falta de apoyo que este tipo de estudios ha recibido por parte de la política científica española.
- Los cambios que se puedan producir en la fenología de aparición de adultos en los insectos y periodos de desarrollo larvario podrán tener en un futuro próximo importantes consecuencias en los cambios de abundancias poblacionales como consecuencia del posible desfase que llegue a producirse en la fenología de plantas alimenticias e insectos. En la cuenca mediterránea muchas especies de mariposas efectúan la puesta a finales de la primavera o comienzos del verano y las larvas emergen a principios o mediados del verano entrando en un estado de quietud o estivación que puede prolongarse a lo largo del invierno salvando de este modo los periodos ambientalmente más desfavorables. Un adelanto en el período de emergencia de los adultos provoca un adelanto en el período de puesta y de nacimiento de las larvas, lo cual puede representar un alargamiento crítico del período de estivación con repercusiones fatales sobre la supervivencia de los primeros estadios larvarios (Stefanescu *et al.* 2003).

6.3.2.3. Cambios en distribución geográfica

6.3.2.3.1. Cambios en distribución geográfica latitudinal o altitudinal en Vertebrados

La predicción de desplazamientos hacia el norte o en altitud de las distribuciones de especies afectadas por el cambio climático (hipótesis I) está basada en la capacidad de migración hacia hábitat favorables de los individuos (Root y Schneider 2002). Hay que señalar que esta capacidad difiere entre grupos de vertebrados. Mientras las aves pueden cruzar diversos tipos de barreras mediante el vuelo, los anfibios y reptiles muestran una peor capacidad migratoria, con los mamíferos en una posición intermedia. Además, varios factores humanos restringen esta capacidad, especialmente en Europa. El principal es sin duda la creciente fragmentación de hábitat. Los medios terrestres están interrumpidos por crecientes extensiones de infraestructuras y medios urbanos, mientras los medios fluviales están acotados de forma creciente por embalses. España ha dejado atrás su atraso en cuanto a infraestructuras de transporte y ha adoptado el modelo urbanístico de grandes extensiones de suburbios alejados de los centros urbanos. La fragmentación de hábitat es uno de los precios del desarrollo económico y la adopción de nuevos modelos urbanísticos. España es además el país del mundo con mayor número de embalses por habitante, lo que no parece implicar una disminución en los planes de construcción de nuevos embalses. La tremenda y creciente fragmentación de hábitat naturales resultante hace inviable no ya el desplazamiento geográfico de las distribuciones en función del clima (hipótesis I), sino probablemente tan siquiera el intercambio genético que garantice la viabilidad de muchas poblaciones fragmentadas en un escenario de ausencia de cambio climático (el ejemplo del lince ibérico *Lynx pardina* es paradigmático). En ecosistemas insulares de Canarias las especies no pueden responder de la misma forma que lo hacen muchas de ellas en el continente, moviéndose hacia el norte, sino que su capacidad de respuesta potencial quedaría restringida a cambios de distribución en altitud, y únicamente en aquellas islas elevadas (ejemplo, las islas centrales y occidentales de Canarias: Gran Canaria, Tenerife, La Gomera, La Palma y El Hierro). Este tipo de movimientos estaría mucho más limitado en el caso de las orientales, Lanzarote y Fuerteventura.

Hay ciertas especies que ven aún más mermadas sus posibilidades de reaccionar mediante cambios de distribución. Son las que ya habitan en zonas de alta montaña y las poblaciones insulares. Para ellas no hay literalmente a donde ir. Las barreras determinadas en España por varias cadenas montañosas que transcurren de oeste a este también pueden impedir desplazamientos hacia el norte de distribuciones. También serían más sensibles aquellas especies con fuerte especialización a determinadas condiciones climáticas.

El modelo simplista que predice que las plantas responderán al clima y los animales seguirán a las plantas (hipótesis I) no tiene en cuenta que los animales pueden responder directamente al clima para evitar limitaciones fisiológicas (Dawson 1992) y cambiar de hábitat independientemente de la vegetación. Ello puede implicar cambios en las interacciones bióticas con efectos sobre supervivencia y reproducción.

- A excepción de un río en el norte de Portugal, los ríos de la zona cantábrica constituyen el límite meridional del área de distribución del Salmón atlántico en Europa. La supervivencia durante la fase embrionaria y post-embrionaria (previa a la salida de las graveras) está estrechamente relacionada con la temperatura. Un aumento de 3-4 °C sobre el óptimo para supervivencia resulta en un aumento drástico de la tasa de mortalidad y proporción de individuos deformes no viables (A. G. Nicieza, com. pers.). Lo mismo es aplicable a la lamprea o a la trucha (Ojanguren 2000, Rodríguez-Muñoz 2000). Un aumento continuado o mantenido de la temperatura del agua durante los meses de invierno y primavera podría contribuir al declive de las poblaciones y al desplazamiento hacia el norte de los límites de distribución.

- En líneas generales, y pese a la ausencia de estudios sistemáticos para determinar el efecto del cambio climático sobre las poblaciones de anfibios, la impresión general es que las islas biogeográficas representadas por las montañas (y algunas zonas de pluviometría más alta) del centro y sur de la Península están dejando de ser refugios eficaces para la fauna de distribución más septentrional, y que los endemismos de estas zonas como el Sapo partero ibérico (*Alytes cisternasii*, “de interés especial”) y las subespecies meridionales de Sapo partero común (*Alytes obstetricans*, “de interés especial”) y Salamandra *Salamandra salamandra* están seriamente amenazados (R. Márquez, com. pers.). Así se han extinguido ya poblaciones locales de salamandra en Sierra de la Demanda y Neila (Burgos, aunque aquí la introducción de salmónidos puede ser un factor alternativo o adicional), Colomerá y El Padul (Sierra Nevada, Granada) y Puerto y Llanos de Zafarralla (Granada) y de Tritón alpino (*Triturus alpestris*, “de interés especial”) en Carrales y Pantano del Ebro (Burgos) (Pleguezuelos *et al.* 2002). Se han detectado regresiones poblacionales de salamandra en Sierra de las Nieves (Málaga), Sierra Bermeja y Serranía de Ronda (Málaga) y en la Sierra de Córdoba, de Tritón alpino en Norte de Castilla-León, Cantabria y Álava y de Rana patilarga (*Rana iberica*, “de interés especial”) en Peñalara (Sierra de Guadarrama, Madrid) y en Las Villuercas, Guadalupe, Valencia de Alcántara (Extremadura) (Pleguezuelos *et al.* 2002).
- Ha habido observaciones recientes de presencia de especies de baja altitud en hábitat de alta montaña del centro de la Península que previamente eran refugios exclusivos de especies de distribución más septentrional (hipótesis I). Así en la Laguna Grande de Gredos (Ávila) se ha citado Rana común *Rana perezi* solo en décadas recientes, y la Ranita de San Antón (*Hyla arborea*, “de interés especial”) se encuentra actualmente en algunos de los lagos de altura del Parque Natural de Somiedo (Asturias) (R. Márquez, com. pers.).
- Entre los años 50 y 80 del siglo pasado se detectó un cambio en la distribución de la Lagartija colilarga (*Psammodromus algirus*, “de interés especial”) en un valle del Pirineo (hipótesis I), detectándose su presencia 30 km río arriba del último punto en que se localizó inicialmente (Bauwens *et al.* 1986).
- Hay que mencionar en este contexto a reptiles típicos de hábitat de montaña con distribución muy ligada al clima. El cambio climático provocaría un ascenso en altitud y una desaparición en zonas bajas de estas especies (hipótesis I). Un ejemplo es el Lagarto Verdinegro, especie endémica ibérica que en la región mediterránea está ligada a montañas y en la mitad Sur se encuentra ya en los hábitat más húmedos y frescos disponibles (Marco y Pollo 1993, Brito *et al.* 1996). El cambio climático está amenazando a las poblaciones de Montes de Toledo, Sierra de Guadalupe, Sierra de Monchique, etc., pues ya no pueden subir más y están perdiendo hábitat idóneo a baja altitud, y es probable que ya se haya producido en las últimas décadas la extinción en Sierra Morena. Hay citas muy antiguas del lagarto en la Sierra de Andújar y alguna observación de los años 80, pero en los últimos intensos muestreos no ha vuelto a ser observado en estos lugares. En Andalucía está catalogado como en peligro crítico de extinción, precisamente por estas citas de los años 80 (Marco 2002). En situación similar estaría la Lagartija de Valverde (*Algyroides marchii*, “de interés especial”), la Lagartija de turbera (*Lacerta vivipara*, “de interés especial”), la Lagartija pirenaica (*Lacerta bonnali*, “vulnerable”), la Culebra lisa europea (*Coronella austriaca*, “de interés especial”) y *Lacerta monticola*.
- Modelos de distribución GIS extrapolados a aumentos de 2-3°C hasta 2080 predicen una reducción del área de distribución de la Salamandra rabilarga (*Chioglossa lusitanica*, “de interés especial”) en un 20% (Teixeira y Arntzen 2002).
- En la península Ibérica pueden producirse cambios en las distribuciones de aves, dado que la distribución y abundancia de las aves actuales en la Península Ibérica se puede explicar,

junto a otros factores, por variables climáticas (Carrascal y Lobo 2003). Potenciales cambios en el régimen de temperaturas o precipitaciones deben afectar a la distribución de estas especies, pero ningún estudio temporal se ha realizado en la Península para contrastar esta hipótesis.

- En el caso de la Avutarda común (*Otis tarda*, “de interés especial”), el nicho ecológico se modelizó a partir de 23 puntos de ocurrencia en Europa y de doce coberturas climáticas y topográficas (Papes, comunicación personal). La predicción de la distribución actual se intersectó posteriormente con las coberturas SIG de usos del suelo, a fin de retener solamente aquellas áreas más convenientes para la avutarda común. Asimismo, el modelo del nicho ecológico también se proyectó en los dos escenarios de cambio climático y el promedio de los dos se intersectó con la distribución actual, suponiendo cero capacidad de la especie para dispersarse. La Figura 6.5 indica que la parte meridional de la distribución potencial actual de la avutarda desaparecerá con las futuras condiciones climáticas.

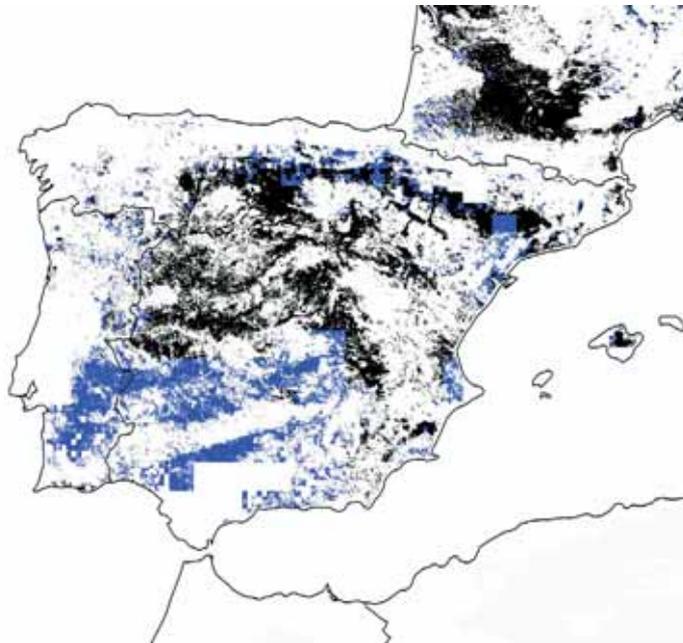


Fig. 6.5. Modelización de los efectos del cambio climático en la distribución potencial de la Avutarda común (*Otis tarda*), una especie amenazada. Los tonos negros-grises indican las áreas que reúnen las condiciones adecuadas para la presencia de la especie en la actualidad, mientras que tonos azules indican las áreas a reducirse en el futuro respectivamente.

- En el caso del Urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*, “vulnerable”) en la Cordillera Cantábrica, los lugares de exhibición o cantaderos que se han desocupado recientemente están a menor altitud que los que siguen ocupados por los urogallos (Obeso y Bañuelos 2004).

6.3.2.3.2. Cambios en distribución geográfica latitudinal, altitudinal o zonación en Invertebrados

- Según lo ya mencionado en el apartado 6.2.2, no parece que las comunidades de moluscos terrestres, ni la mayoría de los invertebrados edáficos poco especializados (ej. los ácaros, nematodos, etc.), se vean seriamente afectadas por los efectos directos de los cambios climáticos. El factor más limitante es la humedad (Subías comunicación personal), mientras

que los cambios en temperatura podrían influir a muy largo plazo debido al efecto tampón de los suelos, siempre que la cobertura vegetal se mantenga. Sólo una alteración drástica del ecosistema como la erosión podría tener consecuencias importantes. Un desplazamiento latitudinal y/o altitudinal irreversible de las comunidades vegetales podría provocar modificaciones en la composición de especies de la malacofauna, y otras comunidades edáficas, aunque está diferirá según se trate de hábitat herbáceos, xerófilos, o bosques de distinta naturaleza.

- En el caso de los ríos, la disminución del caudal y el calentamiento del agua, puede producir una introgresión de la fauna de los tramos medios en los tramos altos, así como fragmentación de los hábitat. En el primer caso, se producirá un desplazamiento de las biocenosis aguas arriba (Hipótesis I) (ver capítulo 3), siempre que otros factores tales como el tipo de sustrato o la velocidad de la corriente no resulten limitantes para la supervivencia de las especies termófilas, al tiempo que podría producir la reducción de las poblaciones de las especies de agua fría y, en algunos casos, su total desaparición. La fragmentación parece ser el caso de los ríos trucheros y salmoneros, en los que se acentuará la disminución, ya evidente, de estas especies de peces. Ello tendrá una repercusión muy negativa sobre las especies altamente amenazadas de grandes bivalvos.
- La altitud, la latitud y la profundidad parecen jugar el mismo papel en la distribución y diversidad de las malacocenosis (gasterópodos y bivalvos) en 43 lagos europeos (Mouthon 1990). Las estaciones con mayor riqueza de especies corresponden a las zonas litorales, sobre todo en lagos situados a baja altitud, y es mayor hacia el sur. Las zonas litorales de lagos de montaña y las zonas profundas de todos los lagos son las más pobres en especies. Esta distribución sugiere que la temperatura (y condiciones climáticas asociadas) es el principal factor asociado con la distribución y abundancia de especies. Es decir que, a menos que la elevación de temperatura, aumento de la sequía, eutrofización por contaminantes o desecación de los acuíferos no provoquen la desaparición de los lagos y lagunas permanentes, o su alteración irreversible, el cambio que se predice podría no afectar, o incluso podría producir un efecto positivo sobre las malacofaunas de agua dulce de los mismos. En última instancia, esto también influirá positivamente a los siguientes eslabones en la cadena trófica. Las especies de moluscos que habitan estos medios pertenecen, sin embargo, a grupos más generalistas y tolerantes, donde los endemismos son muy escasos.

Los datos que se poseen sobre insectos indican que pueden producirse alteraciones en los ecosistemas y la extensión de daños producidos por especies invasoras y de importancia médico-veterinaria y plagas de cultivos.

- El análisis de conjunto del área de distribución en Europa de 35 especies de lepidópteros ropalóceros, puso de manifiesto que el 63% de las mismas había sufrido una expansión hacia latitudes más al norte de su área de distribución, mientras el 6% de ellas se habían expandido hacia el sur y el 3% lo habían hecho en ambos sentidos (Parmesan *et al.* 1999).
- En la década de los 70 del pasado siglo, de un total de 38 especies de ropalóceros no migradores que viven en Gran Bretaña, se encontró que el 47% de las especies habían extendido el área de distribución hacia el norte, mientras que tan sólo el 8% había incrementado su área de distribución hacia el sur (Parmesan *et al.* 1999). La magnitud de ampliación hacia el norte de Europa del área de distribución de algunos ropalóceros se sitúa según las especies entre los 35 y los 240 km, un hecho no atribuible a un proceso simple de expansión de la especie ya que supera significativamente las distancias de los procesos naturales de colonización de cualquiera de los ropalóceros considerados en este estudio (Parmesan *et al.* 1999).

- Al analizar la distribución de 40 especies de ropalóceros (Francia, España, Marruecos, Túnez y Argelia), se observó una regresión en su límite sur de distribución en el 22% de las especies y una expansión de su distribución hacia el sur en el 5%, permaneciendo el resto invariable (Parmesan *et al.* 1999).
- Se ha observado que el límite sur de distribución bien queda estable en la mayoría de las especies estudiadas (aproximadamente el 65%) o bien se observa una pequeña regresión hacia el norte de este límite sur (aproximadamente en el 35%).
- *Heodes tytirus* (Lepidoptera Lycaenidae), una especie cuyo límite sur de distribución se encontraba en Cataluña, ha variado su rango de distribución. Fue una especie abundante en el Montseny (Barcelona) a lo largo del siglo XX, pero desapareció a finales de la década de los 90 por causas no atribuibles a alteración del hábitat. Al mismo tiempo se ha comprobado que en Estonia, donde las citas eran esporádicas a lo largo del pasado siglo, ha establecido áreas permanentes de cría (Parmesan *et al.* 1999).
- Para evaluar asimismo las consecuencias que el cambio climático puede tener en muchas especies endémicas de la península Ibérica, debemos considerar que nos encontramos en un periodo interglaciar que se inició hace unos 10.000 años, y durante el cual las bandas de vegetación y los insectos a ellas asociados se fueron desplazando hacia el norte. Es importante tener en cuenta este proceso para entender que en muchas especies de insectos, las poblaciones aisladas en cimas de montaña y por tanto sin intercambio genético, son el resultado de un proceso de colonización previo en periodos fríos, cuando existía continuidad poblacional, y hoy día constituyen auténticos relictos glaciares testigos de una historia pasada. En estos casos, si bien en ocasiones no han dado lugar a nuevas especies durante la historia reciente, sí han generado numerosas diferenciaciones subespecíficas, como ha ocurrido por ejemplo con la mariposa *Parnassius apollo* (Lepidoptera Papilionidae), cuyas poblaciones se encuentran localizadas en las cotas más elevadas de las cumbres de las diversas cadenas montañosas españolas. Especies como la mencionada no tienen posibilidad de experimentar migraciones latitudinales como consecuencia de la disposición transversal de las cadenas montañosas, viéndose constreñidas a áreas reducidas y con la única posibilidad de emigrar hacia cotas de mayor altitud en el supuesto de existir esta posibilidad.
- En otros casos, la consecuencia del periodo glacial fue una drástica reducción de las áreas de distribución geográfica, de modo que muchas especies de insectos quedaron confinadas a auténticos refugios pleistocénicos ibéricos, no habiéndose producido posteriormente la recuperación de su área primitiva de distribución. De este modo, especies consideradas durante mucho tiempo como endemismos de un área determinada, son el último testigo de una población abundante y ampliamente distribuida en un periodo anterior a la última glaciación, constituyendo el área de distribución geográfica que actualmente ocupan su último refugio (Elias 1994). Así en España encontramos especies de insectos que son auténticos testigos de una historia pasada y que actualmente se encuentran confinadas a enclaves de países mediterráneos del sur de Europa como *Aphodius bonvouloiri* (Coleoptera Aphodiidae), especie coprófaga muy abundante en los pastizales de las montañas del Sistema Central y Cordillera Cantábrica y que sabemos que vivió en Gran Bretaña durante los periodos cálidos a mediados de la última glaciación, donde se encontraba asociada a otras especies de insectos propios de áreas más templadas (Coope y Agnus 1975). Asimismo durante el último periodo interglaciar, muchas especies de coleópteros escarabeidos coprófagos ahora consideradas como propias de las regiones mediterráneas del sur de Europa como *Onthophagus furcatus* o *Euoniticellus fulvus* (Coleoptera Scarabaeinae) se encontraban en Gran Bretaña en el periodo preglaciar (Coope 1990). Otros muchos ejemplos se han encontrado entre los coleópteros como consecuencia de su mayor facilidad para dejar restos subfósiles, y de este modo sabemos que algunos géneros

de carábidos cuya área de distribución actual abarca parte de la Península Ibérica y del sur de Francia, como por ejemplo *Bembidion*, debieron estar presentes en gran parte de Europa antes del último periodo glacial (Coope 1990). Es de esperar que todos estos grupos de insectos se vean gravemente afectados por el calentamiento global.

- Si bien las especies de insectos migradoras podrán responder en gran medida al cambio climático mediante la variación y adecuación de sus periodos anuales de desplazamiento de acuerdo con las nuevas condiciones ambientales, la mayor parte de los artrópodos son sedentarios, desplazándose en radios de pequeño rango geográfico, como mucho de algunos centenares de metros. Para las especies sedentarias la respuesta al cambio climático va a suponer una variación en los límites norte y sur de sus áreas de distribución. Este hecho conllevará inevitablemente cambios en sus niveles poblacionales, produciéndose variaciones en la razón entre extinciones y colonizaciones al sur y norte del rango de distribución de las especies.

6.3.2.4. Cambios en interacciones ecológicas

6.3.2.4.1. Cambios en interacciones ecológicas en Vertebrados

Hay dos posibles efectos del cambio climático sobre poblaciones de vertebrados que están preocupando cada vez más a los especialistas. Uno es la posibilidad de que condiciones climáticas más benignas favorezcan desplazamientos hacia nuestras latitudes de vectores de parásitos y de los propios parásitos (Rogers y Randolph 2000, Patz *et al.* 2000). La interacción entre los efectos de cambios en temperatura y precipitación es crucial en este sentido. Las condiciones de aumentos de temperatura acompañados de reducción en precipitaciones no necesariamente benefician a las parasitosis. Así p. ej. la incidencia de la epidemia hemorrágica vírica de los conejos parece ser menos virulenta, tanto a escala local como regional e ibérica, en las zonas secas que en las húmedas, tal vez por que hay más vectores en condiciones más húmedas (M. Delibes, com. pers.). En relación con este problema, es también posible que la virulencia de parásitos ya existentes se vea favorecida por inmunodepresión de los hospedadores motivada por cambios ambientales. El declive global de anfibios que se ha detectado de forma espectacular en las últimas décadas, parece estar asociado entre otros factores a infecciones de huevos, larvas o adultos por parásitos, especialmente hongos (Blaustein y Kiesecker 2002). En algunos casos, ello se puede deber a inmunodepresión en los hospedadores. Hasta que punto las condiciones climáticas favorecen la expansión de los parásitos (hipótesis II) está por ver.

El otro problema asociado a cambio climático puede ser la expansión de especies introducidas debida a condiciones climáticas más favorables. Por ejemplo, la introducción de especies de peces foráneos en nuestros ríos para la pesca deportiva es un problema para la conservación de nuestros peces autóctonos sin tener en cuenta el cambio climático (Doadrio 2001, Elvira y Almodóvar 2001). Si dicha expansión se viera además favorecida por dicho cambio, el problema sería agudo (Elvira 2001). Se podrían dar muchos ejemplos de los efectos dramáticos sobre la biodiversidad de la introducción de especies (galápagos, cotorras, etc.). Sin embargo, otras especies introducidas se podrían ver perjudicadas por previsibles cambios climáticos (p. ej. el visón americano). La introducción de especies o variedades exóticas favorecida por el cambio climático podría conducir a hibridación y pérdida de diversidad genética endémica de la Península. En Canarias este tipo de especies, sobre todo cotorras, se encuentra en plena expansión ayudado por el comercio de éstas y las prácticas irresponsables de los núcleos zoológicos (“escapes”) para explotación turística, nada controladas por parte de las Instituciones públicas. Ello conlleva que la fauna de los núcleos urbanos haya sufrido una gran transformación en los últimos 20 años. No obstante, hay que considerar que en Canarias existe un bosque de gran interés científico, como es la laurisilva, de carácter subtropical, y que ocupó

la cuenca Mediterránea en el Terciario. Este carácter subtropical podría resultar óptimo para ciertas especies de cotorras que se están introduciendo, y no se ha de olvidar que en este bosque relictico han evolucionado dos especies de palomas endémicas, como son la Turqué y la Rabiche (*Columba junoniae*, "sensible a la alteración del hábitat") (Martín *et al.* 2000).

- Se ha detectado un desplome de poblaciones de Sapo partero común por infecciones por hongos con posible implicación de cambios ambientales debidos al clima (Bosch *et al.* 2001).
- Sabemos que ante un aumento de la temperatura durante la primavera en la Sierra de Ayllón (Madrid), el número de nidos de Papamoscas cerrojillo que se ven atacados por ectoparásitos se ve incrementado (Merino y Potti 1996). Es decir, ante un escenario de incremento de temperatura y/o reducción de precipitación, es esperable que las aves nidícolas de nuestras latitudes sufran una reducción drástica de su éxito reproductor por la infestación de sus nidos por ectoparásitos.

6.3.2.4.2. Cambios en interacciones ecológicas en Invertebrados

Las fluctuaciones en temperatura, humedad y cambios en el uso del suelo afectan de forma directa a la fauna edáfica a largo plazo. Su suerte está, con frecuencia, más condicionada a cambios indirectos del clima y al incremento de CO₂ y su efecto sobre la vegetación (en las especies herbívoras), disponibilidad de nutrientes y sobre los propios suelos. Parece que estos efectos directos e indirectos podrían tener un efecto en cascada sobre los organismos herbívoros y descomponedores. La falta de una buena taxonomía dificulta la investigación de estos procesos por lo que las investigaciones se centran en modelos experimentales. Una hipótesis plantea que hay una considerable redundancia de especies dentro de cada grupo funcional, aunque los cambios en la diversidad de grupos funcionales pueden tener repercusiones importantes en los procesos de los ecosistemas. Dada la gran diversidad y adaptabilidad de los organismos del suelo, estos conceptos ecológicos sugieren que la redundancia y/o sustitución son frecuentes en los sistemas edáficos. Una posible consecuencia es que el impacto de los cambios ambientales puede ser menor que el esperado de la extrapolación de los resultados de estudios sobre organismos aislados. Por el contrario los impactos mayores, que modifican los umbrales de biodiversidad, con ganancia o pérdida de un grupo funcional, como las lombrices de tierra o termitas, pueden tener efectos significativos en los procesos edáficos. Mientras que estas alteraciones son más probables por cambios en el uso del suelo y contaminación, que dan como resultado desplazamientos de la vegetación, la capacidad diferencial de los organismos del suelo para migrar podría provocar cambios en la composición funcional de las comunidades edáficas (Ingram y Wall 1998, Swift *et al.* 1998).

- Los escenarios climáticos que, como el esperado para España, incluyen veranos más cálidos y secos seguidos por inviernos cálidos y con mayor precipitación crearían el ambiente ideal para una reducción en el carbono disponible en la parte más superficial de los suelos. Dada la relación directa entre el carbono orgánico y la estabilidad estructural del suelo, la probabilidad de erosión aumenta cuando el carbono orgánico disminuye produciendo el consiguiente impacto y empobrecimiento faunístico. Ello tendría mayor efecto sobre los ecosistemas mediterráneos.
- Por otra parte las alteraciones en el periodo anual de actividad no afectan a todos los grupos y especies de insectos por igual, por lo que se puede producir otro importante desfase en cuanto a la necesaria sincronización de periodos de actividad de insectos huésped e insectos parasitoides (Hassell *et al.* 1993).
- Asimismo el calentamiento global permite la expansión en altitud de especies de insectos fitófagos que constituyen plagas, pudiéndose ver afectadas nuevas especies vegetales y

formaciones forestales relictas en el sur peninsular ibérico. Un ejemplo lo encontramos en la penetración en altitud en Sierra Nevada de *Thaumetopoea pytiocampa*, lepidóptero que llega a producir cuantiosos daños en *Pinus nigra*, *P. halepensis* y que afecta gravemente a *P. sylvestris* en las poblaciones situadas a menor altitud. En Sierra Nevada y Sierra de Baza encontramos las poblaciones más meridionales de *Pinus sylvestris* consideradas como la subespecie *P. sylvestris nevadensis*. El efecto del cambio climático global provoca que este endemismo ibérico pueda verse afectado muy gravemente como consecuencia de la expansión en altitud de *T.pytiocampa* dado que el incremento de los niveles de población de orugas de esta especie produce una elevada defoliación que reduce la tasa de crecimiento de *P. sylvestris* hasta un 50%, con la consiguiente reducción de producción de semillas y tasa de renovación (Hódar *et al.* 2003).

- Por otra parte en grupos como los pulgones áfidos, el incremento de la temperatura media anual puede provocar el adelanto de los periodos de emigración y la aparición temprana de plagas, en un momento en los que los cultivos son más vulnerables (EXAMINE, Victoria Seco com. pers.).

6.3.2.5. Cambios en extensión y calidad de hábitat potenciales (degradación, pérdida, fragmentación, colonización por especies invasoras)

6.3.2.5.1. Cambios en extensión y calidad de hábitat potenciales para Vertebrados

El cambio climático puede determinar cambios en la disponibilidad de hábitat favorables para muchas especies de vertebrados. Por ejemplo es previsible que las sequías y mayores duraciones de periodos de intenso calor determinen una más rápida desecación de charcas, humedales y cursos temporales de agua en la primavera. Para anfibios o peces, ello puede conllevar la extinción de poblaciones o un mayor aislamiento genético (Márquez y Lizana 2002). También algunos mamíferos con buena parte de su distribución en Iberia como los musgaños del género *Neomys*, la rata de agua *Arvicola sapidus* o el Topillo de Cabrera *Microtus cabreræ*, pueden verse seriamente perjudicados por este problema. El Topillo de Cabrera, endémico de la Península, depende de pequeñas masas o cursos de agua donde no compite tanto con la rata de agua, por lo que sus poblaciones están muy fragmentadas y son vulnerables a sequías prolongadas (M. Delibes, com. pers.).

Los incendios forestales también conllevan la pérdida de hábitat forestales, así como la desecación y colmatación de charcas y puntos de agua. La fauna forestal de vertebrados puede ver aun más fragmentados sus hábitat y los anfibios y peces pueden ver todavía más disminuidos sus poblaciones debido a una mayor incidencia de incendios (ver capítulo 12) debida al cambio climático.

Las altas temperaturas pueden conllevar proliferaciones de plantas acuáticas como, por ejemplo, el helecho tropical del género *Azolla* recientemente detectado en Doñana (García Murillo, com. pers.), que impliquen anoxia en lagunas y cursos de agua, con efectos perniciosos para peces de agua dulce. Los impactos de estos cambios (hipótesis II) están por explorar en territorio español. Las altas temperaturas provocarían también en ecosistemas acuáticos un aumento de la concentración de nutrientes con mayor riesgo de eutrofización (hipoxia, proliferación de algas y bacterias tóxicas) y también aumento de concentración de mucho tipos de contaminantes poco volátiles (los muy volátiles podrían ser menos solubles a mayor temperatura).

El previsto aumento del nivel del mar puede afectar gravemente a hábitat costeros. En áreas sensibles para especies de vertebrados como el P.N. de Doñana p. ej., un aumento de la salinidad podría tener efectos graves para muchas especies.

- Se ha detectado una pérdida de viabilidad de huevos de tres especies de anfibios (Sapo común *Bufo bufo*, Sapo de espuelas *Pelobates cultripes* y Rana común *Rana perezi*, las dos últimas “de interés especial”) en España central debida a niveles naturales de radiación UVB (Lizana y Pedraza 1998, Marco y Lizana 2002, Marco *et al.* 2002). La incidencia de estas radiaciones puede estar relacionada con el clima si la disminución de precipitaciones en primavera reduce el nivel de agua en charcas y cursos de agua, suponiendo que los huevos de anfibios estarán más expuestos a niveles peligrosos de radiación UVB si el volumen de agua protector es menor. Este efecto sería menos importante para anfibios cuyas puestas en cualquier caso se encuentren en la superficie. Así en la Rana Bermeja las puestas suelen disponerse en las zonas de orilla, quizás para aprovechar la radiación térmica y beneficiarse de un desarrollo más rápido, de forma que aunque haya un volumen de agua importante, ponen en zonas muy someras. Aparentemente evitan charcas profundas o las zonas más profundas de éstas, y la mayor concentración de puestas siempre aparece en zonas someras, con grandes masas de huevos “aflorando” en superficie. El Sapo común, cuando cría en embalses, lagos de montaña o lagunas, suele hacerlo en orillas o en interior, pero en este caso las puestas suelen quedar en las capas más superficiales (A. G. Nicieza, com. pers.).
- En Canarias existe un grave problema con la población del Pinzón Azul que habita en Gran Canaria (*Fringilla teydea polatzeki*, “en peligro de extinción”), ya que únicamente está presente en los montes de Pajonales, Ojeda e Inagua, y cuya población se ha estimado en unos 200 ejemplares (Rodríguez y Moreno 1996). Estos pinares constituyen una unidad geográfica de *Pinus canariensis*, de unas 3.700 Ha, ubicada en el Oeste de la Isla. Un incendio de grandes dimensiones no acabaría con este pinar, ya que el pino canario resiste bastante bien el fuego, probablemente como resultado de su evolución en terrenos volcánicos, pero sin duda el hábitat se vería fuertemente empobrecido, lo cual redundaría negativamente en la supervivencia de esta rara subespecie endémica.

6.3.2.5.2. Cambios en extensión y calidad de hábitat potenciales para Invertebrados

La alteración del hábitat va a ser uno de los factores determinantes de la desaparición de especies o bien de su desplazamiento. Muchas especies de insectos con fases larvarias acuáticas como Odonatos, Tricópteros, Plecópteros, Efemerópteros, Coleópteros, Hemípteros entre otros, se verán afectados por la desaparición o reducción de charcas, zonas húmedas y cursos de agua provocada por el incremento de los periodos de sequía y de las temperaturas medias anuales.

Asimismo dada la relación directa entre muchas especies de invertebrados y la vegetación, la desaparición de especies de plantas o bien su cambio de área de distribución afectará gravemente a muchas especies de invertebrados.

- En la región del Alto Tajo, se ha descrito una área bioclimática diferenciada de las circundantes con elementos de flora y fauna de invertebrados (moluscos, carábidos, isópodos) de carácter centroeuropeo (Ramos 1985, Serrano 1984). Se trata de un área donde se dan condiciones de marginalidad, y los fenómenos evolutivos asociados correspondientes, en varias especies de moluscos (ej. *Cepaea nemoralis*, *C. hortensis*) (Ramos y Aparicio 1984). Esta área podría desaparecer, por la pérdida de la masa forestal de caducifolios asociada, o bien sufrir un desplazamiento hacia el norte. La última hipótesis parece menos probable por la influencia de los factores microclimáticos, que desaparecerían hacia la zona ya desertizada de la Depresión del Ebro.

Uno de los efectos del cambio climático, especialmente en el área mediterránea es el aumento del riesgo de incendios (ver capítulo 11). Los efectos del fuego se han estudiado en

comunidades de moluscos en la región mediterránea. Los resultados muestran que las comunidades parecen ser altamente resistentes al fuego, así como a otras alteraciones antrópicas, siempre que la alteración no se mantenga durante varios años y que haya tiempo suficiente entre dos alteraciones consecutivas para recuperarse (ver revisión en Kiss *et al.* 2004). Los patrones de respuesta ante el fuego parecen ser multifactoriales. La composición de las actuales comunidades de moluscos terrestres no es sólo el resultado de una larga historia de fuegos recurrentes desde el Neolítico, sino también de otras alteraciones antrópicas, de cambios en el paisaje durante siglos, de la estructura del hábitat anterior al incendio, así como de la influencia de un gradiente biogeográfico (Kiss *et al.* 2004). Hay que mencionar que la familia Helicidae (la más numerosa en especies) ha sufrido una especial diversificación en la cuenca Mediterránea. Es posible que el patrón de respuesta obtenido sea debido a la existencia de refugios crípticos en las áreas quemadas, lo que permitiría la supervivencia y conservación de la malacofauna tras sucesivos episodios de fuego. Esta hipótesis se vería reforzada por el hecho de que, tras los episodios de fuego, las malacofaunas se recuperan de tal forma que incluso se mantiene la proporción de sus elementos centroeuropeos en las poblaciones más distantes al mar Mediterráneo. Este patrón es similar al observado en otros componentes de la fauna edáfica, como es el caso de los ácaros Oribátidos (Subías, comunicación personal). Tras 15-20 años del incendio se observó una recuperación casi completa en la comunidad de oribátidos, probablemente debido a la existencia de microclimas o áreas refugio que han conservado los elementos faunísticos permitiéndoles la recolonización.

Un ecosistema, singular lo constituyen las fuentes, manantiales, surgencias, regatos y pequeños arroyos. Son hábitat con aguas frescas, bien oxigenadas, de corriente continua a lo largo de todo el año y de flujo no muy intenso. Debido al carácter montañoso de la península Ibérica, el número y diversidad de estos hábitat es muy elevado. Son ricos en fauna de invertebrados y en endemismos, ya que están con frecuencia aislados, o sólo comunicados por las aguas freáticas que los alimentan. Se trata, por tanto, de hábitat muy frágiles, fragmentados y sensibles, tanto a procesos de desecación naturales como a la actividad humana ya sea directa o indirecta. La acumulación de residuos, el vertido de elementos contaminantes y su alteración (por actividades que causan su desecación, o bajadas en el nivel freático) son la causa más común de extinción de las poblaciones de invertebrados que las habitan. La escasez de agua como consecuencia de largas sequías estivales y subida de las temperaturas medias anuales, que se prevén en el área Mediterránea española, agravará el problema, bien por actuaciones sobre los acuíferos, como por una mayor intervención humana con la consiguiente desaparición irreversible de estos hábitat.

- La fauna de estos ecosistemas está poco explorada. Los datos sobre la familia Hydrobiidae de moluscos de agua dulce indican que la mayoría de las especies europeas se encuentran en el área circummediterránea, en torno a tres centros de evolución: penínsulas Balcánica, Itálica e Ibérica. En la península Ibérica se están describiendo numerosos géneros y especies nuevas (Ramos *et al.* 2000, Arconada y Ramos 2001, 2002, 2003). Aproximadamente un 90% de las especies son endémicas debido, probablemente, a procesos antiguos de aislamiento geográfico y a su bajo poder de dispersión. El estudio sistemático de los moluscos hidróbidos, que se lleva a cabo en los 10 últimos años, constata ya la desaparición de algunas poblaciones y especies por desecación de los hábitat, incluso antes de su descripción (Arconada y Ramos, 2003, en prensa).

Las especies invasoras constituyen un elemento importante del cambio global y una gran amenaza para la biodiversidad. Se conocen tres especies de moluscos dulceacuícolas invasoras en España: el gasterópodo *Potamopyrgus antipodarum* (originario de Australia), y los bivalvos *Corbicula fluminea* y *Dreissena polymorpha* oriundos de Asia y el Mar Caspio, respectivamente. Las dos últimas tienen un enorme potencial invasor (basado en estrategias reproductoras y elevada tolerancia ambiental), tanto en Europa como en América, con enorme impacto negativo, no sólo sobre la fauna nativa, sino también sobre los ecosistemas fluviales

que colonizan, y tienen severas repercusiones en distintos sectores económicos (construcción, tomas de agua de las centrales hidroeléctricas, térmicas y nucleares, etc). Estos bivalvos invasores provocan cambios rápidos en la comunidad bentónica: desplazan a las especies nativas de moluscos, producen un aumento en el recubrimiento orgánico del sustrato (*macrofouling*) y favorecen la presencia de oligoquetos y sanguijuelas (Darrigran 2002) *Corbicula fluminea* ha invadido ya los ríos de la vertiente atlántica peninsular (Araujo *et al.* 1993 y Jiménez *et al.* comunicación personal) y se ha citado recientemente en el Ebro (López y Altaba 1997), río que ha registrado recientemente la primera invasión de *Dreissena polymorpha* en España. Las consecuencias de esta última serán aún más graves al tratarse de un bivalvo con biso, lo que produce grandes aglomerados de ejemplares, y tener larvas planctónicas, lo que favorece la dispersión y la hace extremadamente agresiva. El trasvase de agua del Ebro a los ríos levantinos produciría, sin duda, una invasión de los mismos. De acuerdo con los resultados de Daufresne *et al.* (2004 y com. pers.) las tres especies serán favorecidas por un aumento en la temperatura del agua en los ríos, consecuencia del calentamiento global. De hecho, entre los moluscos, que es el grupo que resulta más beneficiado, las dos especies que han aumentado más sus densidades en el periodo 1979-1999 fueron las de *Potamopyrgus* y *Corbicula*.

6.3.2.6. Interacción entre cambio climático, vegetación, herbívoros, manejo humano, y biodiversidad en ecosistemas continentales

El mantenimiento de la biodiversidad pasa necesariamente por el mantenimiento de los hábitat. Los cambios en los hábitat derivados de la actividad humana se reconocen como la principal causa de extinción de especies. El cambio climático puede afectar directamente a los hábitat para la fauna al afectar a la vegetación, pero es importante destacar cómo la actividad de los herbívoros, agravada por el manejo humano, puede acelerar ciertos procesos.

- Dehesas y bosques mediterráneos: El uso principal de estas áreas ha sido la ganadería extensiva, para lo cual se ha tendido a eliminar el estrato arbustivo. Las dehesas sin matorral son insostenibles a largo plazo debido a la falta de regeneración natural del arbolado. Las principales causas de mortalidad de las plántulas son la sequía del verano y el impacto de los herbívoros (Pulido 1999). El aumento de la temperatura y/o la reducción de las precipitaciones produce un agostamiento temprano de la vegetación herbácea y lleva asociado mayor impacto de los herbívoros sobre las plantas leñosas (Rodríguez-Berrocal 1993). Si no se aumentan las áreas de bosque y matorral respecto a las dehesas, el cambio climático puede producir menor regeneración del arbolado y mayores impactos de los herbívoros sobre las áreas ocupadas por vegetación leñosa. Si no se interviene, el proceso puede auto-reforzarse hacia la desertización. El cambio de uso desde la ganadería doméstica hacia los ungulados salvajes de interés cinegético puede favorecer manejos hacia aumento de la superficie con leñosas, con efectos positivos en la biodiversidad (Carranza 1999, 2001).

La progresiva falta de agua superficial, por la disminución de las precipitaciones y aumento de las temperaturas, ha influido en el cambio en los usos tradicionales de los humedales y la sobreexplotación de los acuíferos. Como consecuencia se produce una disminución del nivel freático de las aguas que los alimentan, con la consiguiente salinización de las mismas. A esta alteración hay que añadir la desecación y contaminación de muchas de las zonas palustres españolas por el enriquecimiento en nutrientes y materia orgánica procedentes de cultivos próximos (por escorrentía), ganadería extensiva y vertidos industriales. Todo ello hace que el grado de eutrofia del humedal aumente, y que se produzca una reducción de la diversidad y una homogenización de la flora y fauna. Además de este tipo de agresiones, es preciso considerar otras que han surgido en tiempos recientes, tales como el uso de humedales costeros como balsas de cultivo de especies de interés económico, o la introducción de

especies exóticas como el cangrejo rojo americano *Procambarus clarki*. Esta especie, extremadamente voraz y agresiva, ha proliferado en la actualidad de tal manera, que constituye una verdadera plaga y una gran amenaza para un buen número de macrófitos. Además, junto con la afanomicosis que portaban los ejemplares introducidos, ha destruido y/o desplazado a las poblaciones de la única especie autóctona de cangrejo de río, *Austrapotamobius pallipes* que ha quedado refugiado en los cursos altos más fríos de las cuencas donde no puede penetrar *P. clarki*. Aunque las poblaciones de *A. pallipes* parecen estar recuperándose en la actualidad, un aumento en la temperatura del agua podría favorecer a la especie invasora permitiéndola la expansión de su distribución, lo que representaría un claro peligro para la especie nativa por competencia. *A. pallipes* está protegida por el Convenio de Berna (Anexo II), Directiva Hábitat (Anexo V), UICN (vulnerable). El cangrejo de río no está incluida en el Catálogo Nacional de Especies Amenazadas, aunque sí está protegido en varios catálogos autonómicos.

6.3.2.7. Conclusiones sobre cambios detectados

Ambas hipótesis planteadas sobre escenarios futuros se cumplen en algunos casos, mientras son poco realistas en otros. El desplazamiento de distribuciones afectaría principalmente a especies con buena capacidad de dispersión (aves, ciertos insectos) mientras parece poco viable en otras (anfibios, peces y la mayoría de los invertebrados). Los nuevos retos ecológicos a los que se enfrenten las primeras en sus nuevas áreas de distribución pueden impedir la colonización. La alteración de las interacciones ecológicas puede estar ya afectando a muchas poblaciones desincronizadas con respecto a sus recursos tróficos debidos a cambios fenológicos, aunque solo se han confirmado en algunos casos. Ni el desplazamiento de áreas de distribución (hipótesis I) ni la adaptación rápida a nuevas condiciones ecológicas (hipótesis II) parecen soluciones viables para la mayoría de las especies estudiadas.

En cuanto a proyecciones futuras, no se ha realizado ningún estudio serio sobre este tema en España. No es fácil modelizar las distribuciones de animales únicamente en base a datos climáticos dada la complejidad de sus interacciones ecológicas con la vegetación y con otras especies de animales y de sus patrones de uso del hábitat para protección y reproducción. Los trabajos realizados hasta la fecha fuera de España muestran un panorama preocupante sobre posibles impactos. En el estado actual de conocimiento sobre poblaciones españolas, se puede afirmar que una continuación de ciertos patrones detectados hasta la fecha daría al traste con una buena parte de nuestra biodiversidad animal durante el presente siglo.

6.4. ZONAS MÁS VULNERABLES

Entre las zonas más vulnerables a efectos del cambio climático podrían incluirse zonas costeras, humedales, cursos de agua permanentes que pasarán a estacionales y estacionales que tendrán un caudal más irregular o incluso desaparecerán, zonas de alta montaña y pastizales húmedos. La vulnerabilidad es máxima para hábitat específicos (sobre todo de montaña) totalmente aislados que albergan fauna endémica que no tiene capacidad de migrar o donde no existe la posibilidad de crear corredores naturales o no hay lugares hacia donde migrar. Con el cambio climático podrían desaparecer a corto plazo poblaciones importantes y a medio plazo la totalidad de sus hábitat disponibles. En la Península tenemos varios ejemplos, especialmente en zonas de montaña del Sur y Centro. Como reptiles vulnerables hay que mencionar a *Algyroides marchii*, *Lacerta monticola cyreni*, *Podarcis carbonelli*, *Lacerta schreiberi*, *Salamandra salamandra longirostris* (subespecie de montañas del Sur de Andalucía). Entre los invertebrados, los moluscos hidróbidos, que habitan pozos, fuentes, manantiales y surgencias de agua son un claro ejemplo de la desaparición, ya real, de algunas poblaciones e incluso de especies, antes de su descripción (obs. pers).

6.5. PRINCIPALES OPCIONES ADAPTATIVAS

Hay varios tipos de medidas de adaptación que se pueden tomar en caso de cambio climático para diluir o mitigar sus efectos en cuanto a la biodiversidad de vertebrados e invertebrados continentales.

6.5.1. Diseño de las reservas y parques naturales y conexión de hábitat

El diseño de reservas y parques naturales debería incorporar la posibilidad de migración y cambios de distribución mediante la inclusión de corredores biológicos entre ellas.

6.5.2. Gradientes latitudinales y altitudinales en la red de áreas protegidas

La red de áreas protegidas debería incorporar gradientes latitudinales y altitudinales que permitieran proteger a poblaciones con distribuciones geográficas en vías de desplazamiento geográfico debido al cambio climático. Deben considerarse las zonas de mayor altitud en los límites de distribución de las especies objeto de conservación (endemismos, especies raras, amenazadas y en peligro de extinción).

La conservación de la biodiversidad debe prestar atención no sólo a las áreas protegidas, sino de modo muy especial a la promoción con carácter general de usos del territorio compatibles con la conservación y con capacidad de contrarrestar efectos del cambio climático.

6.5.3. Diversidad genética y conservación

Otra consideración es que se debería primar al máximo la diversidad genética en poblaciones afectadas, pues solo ella puede asegurar adaptación al cambio climático. Es importante apoyar la investigación en este campo. La hibridación con especies foráneas favorecidas por cambios en el clima puede eliminar variedades genéticas endémicas de nuestro país.

6.5.4. Diversidad genética y uso de especies para fines deportivos y similares

Otras posibles medidas de adaptación al cambio climático tomadas sin fines conservacionistas pueden agravar aún más la situación de poblaciones de vertebrados y artrópodos. La pérdida de ciertas especies necesarias para fines de control de otras poblaciones o con fines deportivos puede determinar la introducción de especies foráneas, lo que puede tener efectos colaterales perniciosos derivados de la competencia con o depredación sobre especies amenazadas de vertebrados. Debe controlarse bien la introducción de agentes de control biológico en plagas de artrópodos. La prevención de plagas nuevas o más virulentas debidas al cambio climático puede determinar el uso de más plaguicidas con el consiguiente impacto sobre la fauna acompañante e incremento de tóxicos en el medio.

La fragmentación y ciertos manejos de las poblaciones de ciervos provocan reducción de diversidad alélica y aumento del grado de homocigosis (Martínez *et al.* 2002). Para estos casos se dispone de recomendaciones para paliar los efectos (Carranza y Martínez 2002).

6.5.5. Demandas hídricas, persistencia de especies y conflictos por el recurso

El aumento de la demanda de agua para usos humanos debido a aumentos de temperatura y en un contexto posible de sequías prolongadas, determinará posiblemente el aumento de las

soluciones tecnológicas que no tengan en cuenta los impactos sobre la biodiversidad de especies de vertebrados e invertebrados que dependen de cursos permanentes de agua (presas, canales, acueductos, etc.). La comunicación de cursos de agua con faunas diversas de peces mediante canalizaciones, ha afectado dramáticamente a poblaciones de especies autóctonas de peces fluviales (Torralba y Oliva 1997, Elvira 2001, Elvira y Almódovar 2001) y con toda seguridad a poblaciones de invertebrados acuáticos. La alteración de la estructura de los cauces fluviales (construcción de presas y embalses) produce una alteración de los regímenes térmicos e hidrográficos, que resulta por sí misma en cambios de comunidades enteras (Power *et al.* 1996). Estos efectos pueden verse amplificados o contrarrestados (por ejemplo, cuando se pasa de una comunidad de aguas templadas o cálidas a una de aguas frías como resultado de la construcción de un embalse aguas arriba) por tendencias de calentamiento global.

La sobreexplotación de los acuíferos por la escasez de recursos hídricos provocará desecación permanente de fuentes y manantiales, con la consiguiente pérdida de las especies y comunidades que en ellos viven. Asimismo, los humedales, en especial los ecosistemas palustres interiores de la región mediterránea, que ocupan principalmente las cuencas sedimentarias, pueden sufrir un serio impacto. Cabe pensar que se trate de abastecer un humedal con aguas procedentes de cuencas diferentes o de características físico-químicas distintas, con el fin de mantener más o menos estables sus niveles al servicio de la comunidad ornítica, o de su uso como recurso hidráulico. Estas actuaciones pueden causar alteraciones al ecosistema, en muchos casos irreversibles. El aporte artificial de aguas puede inducir cambios en el medio que impidan el normal desarrollo de la biota característica del humedal afectado, o incluso introducir especies que desplacen a las autóctonas, con los consiguientes cambios en la biocenosis original. Un claro ejemplo de ello es el P.N de Las Tablas de Daimiel, que tras su desecación reciben agua de otra cuenca (ver capítulo de “Ecosistemas acuícolas”). Tras este episodio, varios muestreos han constatado que las especies de moluscos allí citadas han desaparecido (Araujo y Ramos, com. Pers.), y sólo es posible encontrar conchas vacías. Lo mismo puede haber sucedido con otros grupos animales cuya desaparición no deja rastro visible.

El descenso acusadísimo del caudal de los ríos levantinos en el último siglo debido fundamentalmente al aumento de la demanda de agua, puede ser el responsable de la escasez o ausencia de nutrias *Lutra lutra* en dichos ríos (Jiménez y Delibes 1990, Jiménez y Lacomba 1991).

6.5.6. Ventajas e inconvenientes de medidas de mitigación del cambio climático para la forestación

Una de las principales medidas de mitigación planteadas en un contexto de cambio climático y en relación con el protocolo de Kioto es la creación de nuevas masas forestales que podrían funcionar como sumideros de carbono. Ello puede tener efectos positivos para la fauna dependiente de ecosistemas forestales. Sin embargo, puede también implicar problemas serios para la conservación de la biodiversidad terrestre. Uno de los principales es la posible reforestación con especies foráneas de crecimiento rápido o la creación de plantaciones con pocas especies. Hay que destacar la importancia de conservar las masas existentes de bosques maduros y de crecimiento lento frente a la alternativa de repoblar con especies de crecimiento rápido (si el objetivo prioritario es realmente el secuestro de carbono). Repoblaciones de crecimiento rápido captarán antes el carbono, pero este también se liberará primero (Körner 2001). Realmente puede parecer poco serio discutir que especie es más eficiente en captar CO₂ de la atmósfera cuando por otro lado se está liberando CO₂ al deforestar masivamente los bosques maduros que constituyen un almacén importante del mismo. La suplantación de masas forestales maduras con plantaciones no redundaría para

nada en beneficio de nuestra fauna autóctona, más bien al contrario serviría como exonerante para la destrucción de verdaderas masas forestales autóctonas y eliminaría hábitat de interés conservacionista como estepas cerealistas, pastizales de montaña o matorral mediterráneo. Por otra parte, la sustitución de los bosques maduros por especies foráneas puede producir un empobrecimiento de los suelos, y la biodiversidad asociada, por acidificación y pérdida de la materia orgánica vegetal indispensable para el equilibrio del ecosistema. Las subvenciones a la reforestación están teniendo unos efectos perniciosos en países tropicales, donde se destruyen bosques nativos para justificar que se están reforestando terrenos baldíos, sin decir que antes estaban cubiertos de bosque. La simplificación de hábitat que implican las plantaciones o monocultivos con una o pocas especies solo puede ser negativa para la biodiversidad. La plantación de especies que demandan agua en base a la rapidez de su crecimiento solo puede agravar la caída de los niveles freáticos y la destrucción de hábitat para vertebrados y invertebrados dependientes de hábitat acuáticos. En un escenario de cambio climático es importante conservar el monte mediterráneo dada su baja capacidad de evapotranspiración en relación con otros hábitat forestales que pierden más agua de la que atraen (ver ecosistemas terrestres).

En los ecosistemas mediterráneos se hace necesario promover la regeneración natural del arbolado (especialmente *Quercus* spp), a base de permitir la sucesión ecológica del matorral mediterráneo en amplias extensiones intercaladas en las áreas adhesionadas (Pulido 1999, Carranza 2001). No obstante, en relación con la políticas de reforestación debemos señalar que el medio mediterráneo ha sido modelado y transformado desde hace miles de años como consecuencia de una incesante actividad humana que ha dado como resultado un paisaje en mosaico formado por campos de cultivo, pastizales con sus márgenes de vegetación herbácea o arbustiva que conviven con formaciones vegetales originales, que son desde hace miles de años manejadas por el hombre (Díaz-Pineda *et al.* 1998). Este proceso histórico de transformación del medio indudablemente ha condicionado en gran parte la composición de la fauna y de la vegetación que actualmente encontramos en la cuenca del Mediterráneo (Blondel y Vigne 1984, Erhardt y Thomas 1991, Galante 1994, Mönkkönen y Welsh 1994, Samways 1994). Así la mayor diversidad entomológica y el más alto porcentaje de endemismos los encontramos en espacios abiertos (Galante 2002, Verdú y Galante 2002, Martín *et al.* 2000). Por todo ello una política de reforestación generalizada y el promover los cambios de uso del suelo, incentivando el abandono de las actividades agropecuarias tradicionales, puede convertirse en un factor muy negativo para la conservación de la biodiversidad iberoblear que producirá la desaparición rápida de numerosas especies de insectos y otros invertebrados.

6.5.7. Interacciones entre uso de energías renovables y fauna

Otras posibles medidas de mitigación planteadas son apostar por la energía hidráulica o eólica. La primera estaría basada en nuevas presas y más fragmentación de nuestros ríos, la segunda en la construcción de parques eólicos con infraestructuras anejas que pueden contribuir tanto a la fragmentación de poblaciones como a la mortandad de aves durante el paso migratorio, además de provocar graves alteraciones y daños en el medio circundante como consecuencia de las obras realizadas. Por territorio español discurren las principales vías migratorias de aves entre Europa y África (Bernis 1966).

Los escasos datos al respecto en los ríos (Daufresne *et al.* 2003) sugieren que los focos artificiales de calentamiento, como centrales térmicas e incluso nucleares, pueden afectar de forma puntual a las comunidades circundantes, aunque no parecen tener efecto significativo sobre la tendencia al desplazamiento aguas arriba en la zonación actual de peces e invertebrados en los ríos.

6.6. REPERCUSIONES SOBRE OTROS SECTORES O ÁREAS

Las actividades agrarias y ganaderas pueden verse seriamente afectadas por el cambio climático. Las medidas contra sequías prolongadas (embalses, trasvases, sobreexplotación de acuíferos) tendrán efectos adversos sobre la biodiversidad animal (ver otros apartados). La posible mayor incidencia de plagas puede conllevar un aumento en la emisión de plaguicidas en el medio. Esto puede a su vez seleccionar a favor de plagas cada vez más virulentas. Aumentos presumibles en la incidencia de parasitosis en animales domésticos pueden conllevar incrementos en los tratamientos antiparasitarios, lo cual puede determinar una selección a favor de una mayor resistencia en los propios parásitos y un aumento en su virulencia.

La caza y pesca deportiva constituyen actualmente actividades económicas que conciernen a numerosas personas y mueven importantes capitales, además de afectar a crecientes territorios gestionados fundamentalmente para su práctica. Las especies afectadas por caza y pesca se van a ver afectadas igual que las demás especies por los cambios potenciales antes indicados. La introducción de variedades o razas poco adaptadas al clima mediterráneo puede presentar problemas añadidos.

La sequía del verano en la mitad sur de España provoca que se suplemente con alimento a los animales de caza. Los efectos de la suplementación suelen ser poco deseables (Carranza *et al.*, 1995, Sanchez-Prieto *et al.*, en prensa) y pueden agravarse con el cambio climático. Un aumento de las áreas de bosque y matorral, junto con su adecuada intercalación en mosaico, puede contribuir a paliar la necesidad de alimento suplementario en verano (Carranza 1999; 2001).

Las prácticas de gestión poco compatibles con la conservación de las especies cinegéticas y piscícolas y sus hábitat deben ser controladas (Carranza y Martínez 2002), pero el uso del territorio para la práctica cinegética puede ser más compatible con la conservación de la biodiversidad que otros usos tradicionales como la agricultura y ganadería extensivas (Carranza 2001), además de poder utilizarse para prevenir los efectos del cambio climático con más facilidad que el uso agroganadero.

6.7. PRINCIPALES INCERTIDUMBRES Y DESCONOCIMIENTOS

Ninguno de los estudios aquí revisados puede demostrar fehacientemente que el cambio climático por sí solo ha causado las tendencias detectadas en especies y comunidades (Hughes 2000, McCarty 2001). La destrucción, degradación, fragmentación y contaminación de hábitat derivados de cambios en los modelos de desarrollo económico están ocurriendo simultáneamente con el cambio climático, y separar las señales de ambos procesos sinérgicos requeriría unos estudios mucho más detallados y costosos que los que la comunidad científica española ha podido emprender hasta la fecha. Ello no significa que no podamos proponer posibles efectos del cambio climático, siempre que los supuestos en que se basa el modelo climático y las predicciones sobre efectos sobre poblaciones queden claros.

En relación a los invertebrados también existen numerosos factores que deberán ser estudiados para evaluar cual puede ser el posible impacto del cambio climático sobre sus poblaciones. Una de las cuestiones clave que deberán ser investigadas, es la relación entre los cambios en el área de distribución de las especies y el cambio climático analizando la influencia que en dicho proceso ejercen los actuales cambios de uso del suelo y de los recursos hídricos y fragmentación del hábitat. A esto debemos añadir los cambios en fenología que se están produciendo como consecuencia del cambio climático y que deberán ser analizados conjuntamente con los cambios de distribución. Los cambios en las interacciones ecológicas entre las especies y la de estas con el medio deberán ser objeto de estudios más profundos.

6.8. DETECCIÓN DEL CAMBIO

La detección del cambio se puede obtener de cualquier estudio a largo plazo de poblaciones animales que sea capaz de eliminar fuentes de variación debidas a otros impactos humanos sobre los hábitat (cambios en política agraria, infraestructuras, urbanismo, contaminación, introducción de especies exóticas, etc.). Ello es sin duda más fácil en poblaciones que habitan en zonas poco humanizadas como áreas protegidas. Además existen grupos de especies que han mostrado ser extremadamente vulnerables a cambios ambientales, detectándose desplomes de poblaciones en regiones remotas o protegidas. Entre éstos destacan los anfibios entre los vertebrados debido a su morfología y fisiología. Además existe una red global de observación de cambios en poblaciones de anfibios, lo que facilita la transferencia de información a nivel internacional. Las aves migratorias, debido al carácter discreto de las fases de su ciclo anual, ofrecen buenas posibilidades de detectar cambios fenológicos y de conducta. Los animales que habitan en zonas de alta montaña pueden en general ser buenos indicadores de cambios al constituir estas zonas verdaderas islas ecológicas cuya superficie debería ir encogiéndose con los cambios climáticos.

6.9. IMPLICACIONES PARA LAS POLÍTICAS

6.9.1. Política científica

El Ministerio de Educación y Ciencia debería incentivar la investigación de los efectos del cambio climático sobre los procesos que afectan a la biodiversidad de organismos terrestres. La mayoría de los proyectos aprobados hasta ahora sólo contemplan cambios en el pasado. Apenas se han aprobado proyectos de prospectiva ni de detección de los efectos del cambio climático en la actualidad. Estas investigaciones deberán valorar el efecto del cambio climático y su relación con los profundos cambios de usos del suelo y fragmentación del hábitat. La cooperación científica internacional, en especial en el marco de la UE, es la única vía para avanzar en la investigación sobre temas tan complejos y no limitados al marco geográfico estricto de nuestro país. Esta cooperación debe ser fomentada a través de programas como el de "Cambio Global" dentro de los programas marco de la UE.

6.9.2. Política ambiental

Competencia del Ministerio del Medio Ambiente (DGB, OA Parques Nacionales) y de las CCAA (Consejerías de Medio Ambiente). Deberá pronunciarse sobre la conservación de la red de espacios naturales protegidos. Dicha política deberá realizarse a nivel supraautonómico, dada la escala geográfica de los problemas.

Zonas en las que habitan especies especialmente afectadas por el cambio climático podrían ser objeto de una protección especial que reduzca al máximo el efecto del cambio climático (protección de recursos hidrológicos y forestales, control de todo tipo de usos como exceso de ganado o turismo o urbanismo). Sería interesante valorar la catalogación o creación de "zonas o áreas especialmente sensibles al cambio climático" para aquellas áreas con ecosistemas originales únicos o especies amenazadas o endémicas que no tengan opción para desplazar su hábitat y puedan sufrir extinción. Son ejemplos de estas zonas los territorios de alta montaña, los cursos de agua con presencia de especies vulnerables así como humedales y otros ecosistemas acuáticos como surgencias, fuentes y manantiales, sobre los que no existe ninguna figura legal de protección.

6.9.3. Política de turismo regional y local

A ejecutar por las CCAA (Conserjerías de Turismo) y los Ayuntamientos (Concejalías de Turismo) enclavados en el entorno de espacios naturales protegidos. La alteración por presión turística de enclaves vulnerables de alta montaña o lacustre-fluviales debe ser limitada al máximo.

6.9.4. Política de caza y pesca continental

Se verán implicadas las CCAA (Conserjerías de Agricultura y Pesca o de Medio Ambiente). La introducción de especies foráneas de peces para la pesca deportiva debe ser controlada o impedida si se quiere conservar la rica diversidad de endemismos de peces que todavía persiste en nuestro país. La introducción de variedades o especies cinegéticas propias de otras regiones debe ser asimismo controlada para no afectar negativamente mediante hibridación a las variedades autóctonas mejor adaptadas al clima mediterráneo.

Las actividades de pesca deportiva, incluso el uso de embarcaciones deportivas en lagos y embalses a tal fin, pueden producir translocación accidental de especies invasoras (ej. de las larvas de *Dreissena polymorpha*). La circulación de embarcaciones de pesca aguas arriba del río Miño ha extendido hacia la cabecera a la especie *Corbicula fluminea*. Han de establecerse las medidas adecuadas para controlar los agentes portadores de las especies invasoras (renovación de los aparejos de pesca, limpieza de embarcaciones al trasladarse de cuenca, etc.) y un seguimiento drástico de las mismas. La concienciación de la población es esencial para que estas medidas sean eficaces.

6.10. PRINCIPALES NECESIDADES DE INVESTIGACIÓN

6.10.1. Creación y mantenimiento de series temporales largas

Como se deduce de la información incorporada, existen muy pocas series temporales largas en España que puedan utilizarse para explorar la posibilidad de cambios en fenología o dinámica de poblaciones. Debieran establecerse y dotarse económicamente estudios a largo plazo sobre poblaciones animales enclavadas en hábitat que no sufran (o lo hagan escasamente) efectos humanos distintos a los del cambio climático. Las series temporales cortas impiden desligar los efectos posibles del cambio climático de las variaciones demográficas naturales. Las series temporales largas permiten además explorar la importancia de eventos climáticos extremos como el verano de 2003 y en general de la varianza en condiciones climáticas en relación con aumentos en la temperatura media.

En la actualidad, existe una base fenológica de plantas y animales (aves e insectos) que se inició en 1940 por el Servicio de Meteorología Agrícola del Instituto Nacional de Meteorología (INM). Desde su inicio, se registraron distintas fases fenológicas (por ejemplo, floración y salida de las hojas en plantas, o llegada y partida de aves migratorias) en unas 100 a 200 estaciones a lo largo de la península, Baleares y Canarias. Los datos han sido tomados por observadores que bajo unas instrucciones concretas enviaban la información en fichas mensuales. Estos datos están siendo informatizados por J.J. Sanz en el marco de un convenio de colaboración entre el INM y el MNCN-CSIC. El número de observaciones ha ido cayendo paulatinamente desde 1940 y si no se revitaliza esta base, su futuro es bastante incierto. Por ejemplo, en los años 50 se tienen unas 300 observaciones de llegadas de golondrina en sendas localidades, este número se redujo a 150 en los años 50 y en los últimos 5 años ha disminuido a menos de 100 localidades por año. El principal problema de esta base de datos fenológica a largo plazo es la escasa entrada de datos provenientes de nuevos observadores. Sería deseable potenciar este tipo de base de datos fenológicas con el apoyo de Internet como medio de comunicación

entre los observadores. Sería conveniente contar con la guardería forestal como observadores fenológicos, dada su apropiada formación biológica para esta actividad. Con el uso de Internet se pueden reducir los costes al máximo y se incentivaría a los observadores a poder contrastar sus datos con los ya existentes. Tras la base de datos debería existir una persona encargada de validar las observaciones para poder facilitar la información a la Administración. El fin de esta información sería el aportar bioindicadores de posibles cambios climáticos en el presente o futuro cercano. Por otro lado, se puede potenciar esta actividad entre ONGs conservacionistas especializadas en ciertos organismos, como es SEO/BirdLife para las aves. Esta ONG tiene un potencial grande de observadores bien repartidos por la Península e islas que podrían aportar datos valiosos. De hecho, ya tienen programas en marcha (SACRE), cuyos resultados futuros pueden ser utilizados como bioindicadores de cambio global.

6.10.2. Establecimiento de programas de investigación sobre gradientes latitudinales y altitudinales y límites de distribución

España ofrece unas posibilidades únicas para la investigación a lo largo de gradientes latitudinales y altitudinales dada su situación geográfica y su complicada orografía en comparación con otros países europeos. La investigación sobre la dinámica y adaptaciones de poblaciones animales a lo largo de estos gradientes puede ofrecer resultados muy importantes para evaluar la posible adaptación de especies animales a cambios climáticos rápidos. Algunas poblaciones pueden mostrar diversificación microevolutiva altitudinal en historias de vida como resultado de adaptación a gradientes altitudinales. Esta diversificación podría ser más importante que a nivel latitudinal y merece ser estudiada y conservada. Esta biodiversidad altitudinal podría verse seriamente afectada por cambios climáticos. Igualmente nuestro país ostenta una posición geográfica única para estudiar los factores ecológicos que determinan los límites de distribución de especies animales y sus posibles cambios. Este tipo de investigaciones debe ser apoyado si queremos tener alguna capacidad predictiva sobre el futuro de nuestras poblaciones animales.

6.10.3. Estudios básicos sobre la ecología o ecofisiología de especies silvestres que permitan plantear predicciones de modelos bioenergéticos con un mínimo de fiabilidad

Tampoco existen suficientes estudios de ecología o ecofisiología de especies silvestres que permitan plantear predicciones de modelos bioenergéticos con un mínimo de fiabilidad. Es muy importante evaluar la interacción del cambio climático con otros estresantes ambientales, al poder magnificar el efecto sobre especies silvestres de cada factor actuando de forma aislada.

6.10.4. Sistemas de vigilancia ante posibles desplomes de poblaciones

Una carencia importante es la falta de sistemas de vigilancia dentro y fuera de reservas para detectar desplomes poblacionales y cambios climáticos locales. Así la extinción del lince ibérico casi sorprende a la Administración y a las ONGs conservacionistas. Muchas especies endémicas pero menos carismáticas que el lince, como el desmán pirenaico, están desapareciendo de amplias zonas del país sin reacción aparente entre los profesionales o gestores de fauna. ¿Se deben estas extinciones locales al cambio climático?

6.10.5. Evaluación de la eficiencia de las posibles medidas mitigadoras

También se echan en falta evaluaciones de las repercusiones de posibles medidas de adaptación y mitigación propuestas.

6.10.6. Estudios taxonómicos en invertebrados

Los modelos predictivos sobre posibles cambios en el funcionamiento de los ecosistemas, como resultado del cambio climático (sustitución de especies, interacción entre los elementos de las comunidades, etcétera), se ven seriamente obstaculizados por el escaso conocimiento taxonómico de las especies que las integran y de cual es su papel en el ecosistema.

Es prioritario, por lo tanto: 1) incrementar los estudios taxonómicos, en especial de los grupos animales peor conocidos, así como los que son bioindicadores, y 2) desarrollar herramientas que pongan al alcance de los ecólogos de sistemas, de gestores del medioambiente, y de la sociedad en su conjunto, la posibilidad de fácil acceso a la información disponible.

6.10.7. Biología de la conservación en el largo plazo

La investigación en biología de la conservación y el desarrollo de proyectos a largo plazo debe ser una prioridad de la Administración para que futuros informes puedan ofrecer más datos y menos especulación que el presente. El estudio de la dinámica de poblaciones animales debe ser el eje de estudios en biología de la conservación relacionados con el cambio climático. Las interacciones con depredadores y parásitos pueden verse afectadas por la duración de la temporada reproductiva y su efecto sobre tamaño y densidad poblacional.

Es necesario fomentar el estudio de los ciclos de vida, estrategias reproductoras, dinámica poblacional en relación con la altitud y latitud, etcétera, de las especies clave en el funcionamiento de los ecosistemas, así como de las especies invasoras para tomar las medidas más adecuadas de protección y control.

En relación a los Artrópodos en general se deberán desarrollar programas de investigación sobre el efecto del cambio climático en:

- Grupos de insectos endémicos ligados a ecosistemas de las cadenas montañosas transversales ibéricas, cuya distribución es de origen anterior a las glaciaciones pleistocénicas, como es el caso de *Parnassius apollo*. Podemos considerar que están atrapados en sus límites sin posibilidad de emigrar hacia norte, y que por tanto la única respuesta que sus poblaciones podrán tener es el desplazamiento vertical hacia partes más elevadas.
- Grupos de insectos endémicos, en muchas ocasiones no voladores (ápteros) o con poco potencial de desplazamiento, y ligados a ecosistemas áridos con unas condiciones de humedad y temperatura extremas, ya que el calentamiento global pueden hacer inviable la supervivencia de sus poblaciones.
- Grupos de insectos depredadores y parasitoides en relación a su biología y la de sus presas y huéspedes. La falta de sincronización de sus ciclos puede tener graves consecuencias en el incremento de los índices de plaga de cultivos.
- Grupos de insectos migradores en cuanto a sus periodos de adelanto de las fases de desplazamiento. Las consecuencias pueden ser diversas: no estar sincronizados sus llegadas a los ecosistemas con la fenología de las plantas nutricias, no poder llevar a cabo sus procesos polinizadores tan importantes en el mantenimiento de plantas endémica mediterráneas (Pérez Bañón *et al.* 2003), aparición temprana de plagas (proyecto EXAMINE, V, Seco com. pers.), etc.
- Estudios predictivos de dispersión de insectos en relación al potencial cambio de distribución de plantas nutricias.

6.11. BIBLIOGRAFÍA

- Alba-Tercedor J. 2002. Ephemeroptera. En: El Reino animal en la Península Ibérica e islas Baleares (- The animal Kingdom of the Iberian Peninsula and Balearic Islands-).Página web del Proyecto Fauna Ibérica. CSIC: Madrid. <http://www.fauna-iberica.mncn.csic.es/htmlfauna/faunibe/zoolist/insecta/ephemeroptera/epheme.html>.
- Alba-Tercedor J. y Jáimez-Cuéllar P. 2003. Checklist and historical evolution of the knowledge of Ephemeroptera in the Iberian Peninsula Balearic and Canary Islands. In: Gaino E ed., Research Update on Ephemeroptera y Plecoptera. Perugia Servizio Stampa di Ateneo dell'Università degli Studi di Perugia: 91-97.
- Araujo R., Bragado D. y Ramos M.A. 2001. Identification of the River Blenny, *Salaria fluviatilis* as a host to the glochidia of *Margaritifera auricularia*. Journal of Molluscan Studies 67: 128-129.
- Araujo R., Moreno D. y Ramos M.A. 1993. The Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia Corbiculidae) in Europe. American Malacological Bulletin 10: 39-49.
- Arconada B. y Ramos M.A. 2001. New data on Hydrobiidae systematics: two new genera from the Iberian Peninsula. Journal of Natural History 35: 949-984.
- Arconada B. y Ramos M.A. 2002. Spathogyna, a new genus for *Valvata* (? *Tropidina*) *fezi* Altimira 1960 from eastern Spain: a second case of natural pseudohermaphroditism in a Hydrobiidae species (Mollusca Prosobranchia). Journal of Molluscan Studies 68: 319-327.
- Arconada B. y M.A. Ramos 2003 The Ibero-Balearic region: one of the areas of highest Hydrobiidae (Gastropoda Prosobranchia Risssooidea) diversity in Europe. Graellsia 59(2-3): 91-104.
- Arconada B. y Ramos M.A. The genus *Islamia* (Gastropoda Hydrobiidae) revised in the Iberian peninsula and description of two new genera Malacologia (en prensa).
- Baixeras J. 2002. Investigación aplicada a la conservación de las mariposas de Penyagolosa. Informe inédito elaborado para la Consejería de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana. Valencia.
- Balleto E. y Casale A. 1991. Mediterranean Insect Conservation. En: Collins N.M. y Thomas J.A. (eds.). The Conservation of Insects and their Habitats. Academic Press London.
- Bauwens D., Hordies F., Van Damme R. y Van Hecke A. 1986. Notes on distribution and expansion of the range of the lizard *Psammotromus algirus* in Northern Spain. Amphibia-Reptilia 7: 389-392.
- Baylis M. y Rawling P. 1998. Modelling the distribution and abundance of *Culicoides imicola* in Morocco and Iberia using climatic data and satellite imagery. Archives of Virology Suppl. 14: 127-136.
- Beebee T.J.C. 1995. Amphibian breeding and climate. Nature 374: 219-220.
- Bernis F. 1966. Migración en Aves: Tratado teórico y práctico. Publicaciones de la Sociedad Española de Ornitología.
- Bezemer T.M. y Knight K.J. 2001. Unpredictable responses of garden snail (*Helix aspersa*) populations to climate change. Acta Oecologica, 22: 201-208.
- Bisdom E.B.A., Dekker L.W. y Schoute J.F.Th. 1993. Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soils structure. Geoderma 56: 105-118.
- Blaustein A.R. y Kiesecker J.M. 2002. Complexity in conservation: lessons from the global decline of amphibian populations. Ecology Letters 5: 597-608.
- Blondel J. y Vigne J.D. 1984. Space time and man as determinants of diversity of birds and mammals in the Mediterranean Region. En: Ricklefs R.E y Schluter D. (eds.). Species diversity in ecological communities. The University of Chicago Press.
- Bosch J., Martínez-Solano I. y García-París M. 2001. Evidence of a chytrid fungus infection involved in the decline of the common midwife toad (*Alytes obstetricans*) in protected areas of central Spain. Biological Conservation 97: 331-337.
- Brito J.C., Abreu F., Paulo O.S., Da Rosa H.D. y Crespo E.G. 1996. Distribution of Schreiber's green lizard (*Lacerta schreiberi*) in Portugal: a predictive model. Herpetological Journal 6: 43-47.

- Brommer J.E. y Fred M.S. 1999. Movement of the Apollo butterfly related to host plant and nectar plant patches. *Ecological Entomology* 24(2): 125-132.
- Bustamante J. 1997. Predictive models for lesser kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biological Conservation* 80: 153-160.
- Carbonell R., Pérez-Tris E. y Tellería J.L. 2003. Effects of habitat heterogeneity and local adaptation on the body condition of a forest passerine at the edge of its distributional range. *Biological Journal of the Linnean Society* 78:479-488.
- Carranza J. 1999. Aplicaciones de la Etología al manejo de las poblaciones de ciervo en el suroeste de la Península Ibérica: producción y conservación. *Etología* 7: 5-18.
- Carranza J. 2001. INFORME PROYECTO FEDER I+D, MCYT, Ref: 1FD1997-1504.
- Carranza J. y Martínez J.G. 2002. Consideraciones evolutivas en la gestión de especies cinegéticas. En: Soler M. (ed.). *Evolución, la base de la Biología Proyecto Sur Ediciones Granada*. pgs. 373-387.
- Carrascal L.M. y Lobo J.M. 2003. Respuestas a viejas preguntas con nuevos datos: estudio de los patrones de distribución de la avifauna española y consecuencias para su conservación. En: Martí R. y del Moral J.C. (eds.) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid. Pgs. 651-668.
- Carrascal L.M., Bautista L.M. y Lázaro E. 1993. Geographical variation in the density of the White Stork *Ciconia ciconia* in Spain: influence of habitat structure and climate. *Biological Conservation* 65: 83-87.
- Cartagena M.A. 2001. *Biología y Ecología de los Tenebriónidos (Coleoptera Tenebrionidae) en ecosistemas iberolevántinos*. Tesis doctoral, Universidad de Alicante.
- Cartagena M.A., Viñolas A y Galante E. 2002. Biodiversidad de Tenebriónidos (Coleoptera Tenebrionidae) en saladares ibéricos. *Butlletí Institució Catalana Historia Natural* 70: 91-104.
- Chevallier H. 1980. Les escargots de genre *Helix* commercialisée en France. *Haliotis* 10. 11-23.
- Chevallier H. 1992. *L'Élevage des Escargots*. Editions du Point Vétérinaire Maisons-Alfort, France.
- Clutton-Brock T.H., Guinness F.E. y Albon S.D. 1982. Red deer. *Behaviour and Ecology of two sexes*. Edinburg: Edinburg Univ. Press.
- Coope G.R. y Angus R.B. 1975. An ecological study of a temperate interlude in the middle of the last glaciation, based on fossil Coleoptera from Isleworth, Middlesex. *Journal Animal Ecology* 44: 365-391.
- Coope G.R. 1990. The invasion of Northern Europe during the Plesitocene by Mediterranean species of Coleoptera. En: Di Castri F., Hansen A.J. y Debussche M. (eds.). *Biological invasions in Europe and Mediterranean Basin*. Kluwer Academic Publishers London. Pgs. 203-215.
- Darrigran G. 2002. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland freshwater environments. *Biological Invasions* 4: 145-156.
- Daufresne M., Roger M.C., Capra H. y Lamouroux N. 2003. Long-term changes within the invertebrate and fish communities of the Upper Rhône River: effects of climatic factors. *Global Change Biology* 10: 124-140.
- Dawson W.R. 1992. Physiological responses of animals to higher temperatures. En: Peters R.L. y Lovejoy T.E. (eds.) *Global Warming and Biological Diversity*. Yale University Press. Yale CT. Pgs. 158-170.
- Díaz S., Fraser L.H., Grime J.P. y Falczuk V. 1998. The impact of elevated CO₂ on plant-herbivore interactions: experimental evidence of moderating effects at the community level. *Oecologia* 117: 177-186.
- Díaz-Paniagua C., Cuadrado M., Blázquez M.C. y Mateo J.A. 2002. Reproduction of *Chamaleo chamaleon* under contrasting environmental conditions. *Herpetological Journal* 12: 99-104.
- Díaz-Pineda F., de Miguel J.M. y Casado M.A. (coordinadores). 1998. *Diversidad biológica y cultura rural en la gestión ambiental del desarrollo*. Mundi-Prensa Madrid.

- Doadrio I. 2001. Atlas y Libro Rojo de los Peces Continentales de España. Consejo Superior de Investigaciones Científicas-Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Elias S.A. 1994. Quaternary insects and their environments. Smithsonian Institution Press Washington.
- Elvira B. 2001. El Plan Hidrológico Nacional, los ecosistemas fluviales y los peces de río. En: El Plan Hidrológico Nacional a debate P. Arrojo (ed.), Colección Nueva Cultura del Agua Bakeaz Bilbao pp. 139-146.
- Elvira B. y Almodóvar A. 2001. Freshwater fish introductions in Spain: facts and figures at the beginning of the 21st century. *Journal of Fish Biology* 59 (suppl. A): 323-331.
- Erahrdt A y Thomas J.A. 1991. Lepidoptera as indicators of change in the seminatural grasslands of lowland an upland Europe. En: Collins N.M. y Thomas J.A. (eds.). *The conservation of insects and their habitats*. Academic Press London. Pgs. 231-236.
- Erhlich P.R. y Erhlich A.H. 1992. The value of biodiversity. *Ambio* 21: 219-226.
- Escós J. y Alados C.L. 1991. Influence of weather and population characteristics of free-ranging Spanish ibex in the Sierra de Cazorla y Segura and in the eastern Sierra Nevada. *Mammalia* 55: 67-78.
- Esteban M. y Sanchíz B. 1997. Descripción de nuevas especies animales de la península Ibérica e islas Baleares (1978-1994): Tendencias taxonómicas y listado sistemático. *Graellsia* 53: 111-175.
- Fargallo J.A. y Johnston R.D. 1997. Breeding biology of the Blue Tit *Parus caeruleus* in a montane mediterranean forest: the interaction of latitude and altitude. *Journal Fur Ornitologie* 138, 83-92.
- Fernández J. 1996. Nuevos táxones animales descritos en la península Ibérica y Macaronesia entre 1994 y 1997. *Graellsia* 52: 163-215.
- Fernández J. 1998. Nuevos táxones animales descritos en la península Ibérica y Macaronesia desde 1994 (3ª parte). *Graellsia* 54: 143-168.
- Fernández J. 2000. Nuevos táxones animales descritos en la península Ibérica y Macaronesia desde 1994 (4ª parte). *Graellsia* 56: 119-150.
- Fernández J. 2001. Nuevos táxones animales descritos en la península Ibérica y Macaronesia desde 1994 (5ª parte). *Graellsia* 57: 153-163.
- Fernández J. 2002. Nuevos táxones animales descritos en la península Ibérica y Macaronesia desde 1994 (6ª parte). *Graellsia* 58: 97-124.
- Fernández J. 2003. Nuevos táxones animales descritos en la península Ibérica y Macaronesia desde 1994 (7ª parte). *Graellsia* 59: 101-130.
- Fernández-Llario P. y Carranza J. 2000. Reproductive performance of the wild boar in a Mediterranean ecosystem under drought conditions. *Ethology, Ecology and Evolution* 12: 335-343.
- Galante E. 1992. Escarabeidos coprófagos. En: Gómez Gutierrez J.M. (ed.). *Las Dehesas Salmantinas*. Consejería de Medio Ambiente. Junta de Castilla y León. Pgs. 905-927.
- Galante E. y Verdú J.R. 2000. Los Artrópodos de la "Directiva Hábitat" en España. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Galante E. 2002. Insectos. En: Reyero J.M. (ed.) *La Naturaleza de España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Pgs. 208-215.
- Galante E., García-Román M., Barrera I. y Galindo P. 1991. Comparison of spatial distribution patterns of dung-feeding Scarabs (Coleoptera: Scarabaeidae Geotrupidae) in wooded and open pastureland in the Mediterranean Dehesa area of the Iberian Peninsula. *Environmental Entomology* 20(1): 90-97.
- Galante E. y Marcos-García M.A. 1997. Detritívoros Coprófagos y Necrófagos. En: Melic A. (ed.). *Los Artrópodos y el Hombre*. Sociedad Aragonesa de Entomología. Zaragoza.
- Galante E. 1994. Los Artrópodos los grandes desconocidos en los programas de protección ambiental. En: Jiménez-Peydró R. y Marcos-García M.A. (eds.). *Environmental Management and Arthropod Conservation*. Asociación española de Entomología. Valencia. Pgs. 75-87.

- García J.T. y Arroyo B. 2001. Effect of abiotic factors on reproduction in the centre and periphery ranges: a comparative analysis in sympatric harriers. *Ecography* 24:393-402.
- García-Barros E. 1988. Delayed ovarian maturation in the butterfly *Hiparchia semele* as a possible response to summer drought. *Ecological Entomology* 13: 391-398.
- Gibbs J.P. y Breisch A.R. 2001. Climate warning and calling phenology of frogs near Ithaca New York, 1900-1999. *Conservation Biology* 15: 1175-1178.
- Gurrea Sanz P. y Sanz Benito M.J. 2000. Endemismos de Curculionidea (Coleoptera) de la Peínsula Ibérica Islas Baleares y Canarias. Publicaciones de la Universidad Autónoma de Madrid. 384 pgs.
- Harrington R., Barbagallo S., Basky Z., Bell N., Coceano P.G., Cocu N., Denholm C., Derron J., Hullé M., Katis N., Knight, J., Lukášová H., Marrkula I., Maurice D., Mohar J., Pickup J., Rolot J.L., Rounsevell M., Ruzkowska M., Schliephake E., Seco-Fernandez M.V., Sigvald R., Tsitsipis J., Ulber B. y Verrier P. 2001. EXAMINE (EXploitation of Aphid Monitoring IN Europe): an EU Thematic Network for the study of global change impacts on aphids. *Detecting Environmental Change: Science and Society*. London, UK, 17-20 July 2001, pgs 93-94.
- Harrington R., Denholm C., Verrier P., Clark S., Welham S., Hullé M., Maurice D., Rounsevell M., Cocu N., Knight J., Bell N., Barbagallo S., Basky Z., Coceano P.G., Derron J., Katis N., Lukášová H., Marrkula I., Mohar J., Pickup J., Rolot J.-L., Ruzkowska M., Schliephake E., Seco-Fernández M.-V., Sigvald R., Tsitsipis J. y Ulber B. 2003. Impacts of environmental change on aphids throughout Europe. *Integrated Biological Systems Conference San Antonio Texas USA 14-16 April 2003*.
- Hassell M.P., Godfray H.C.J. y Comins H.N. 1993. Effects of insect global change on the dynamics of insect host-parasitoid interactions. En: Kareiva P.M., Kingsolver J.G. y Huey R.B. (eds.). *Biotic Interactions and Global Chang*. Sinauer, Sunderland, MA. Pgs. 402-423.
- Heinrich B. 1993. *The Hot-Blooded Insects. Strategies and Mechanisms of Thermoregulation*. Springer-Verlag. 601 pgs.
- Hidalgo R. 2002. Red Natura 2000. En: Reyero J.M. (ed.) *La Naturaleza de España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Pgs. 272- 283.
- Hódar J.A., Castro J. y Zamora R. 2003. Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forest under climatic warming. *Biological Conservation* 11: 123-129.
- Houghton *et al.* (eds.) 1996. *Climate Change 1995. Report of Working Group I*. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge Univ. Press.
- Hughes L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already apparent? *Trends Ecological Evolution* 15: 56-61.
- Huin N. y Sparks T.H. 1998. Arrival and progression of the Swallow *Hirundo rustica* through Britain. *Bird Study* 45: 361-170.
- Hullé M., Harrington R., Cocu N., Denholm C., Verrier P., Maurice D., Rounsevell M., Knight J., Bell N., Barbagallo S., Basky Z., Coceano P.G., Derron J., Katis N., Lukášová H., Marrkula I., Mohar J., Pickup J., Rolot J.-L., Ruzkowska M., Schliephake E., Seco-Fernández M.-V., Sigvald R., Tsitsipis J. y Ulber B. 2003. EXAMINE: an EU thematic network to evaluate impacts of environmental changes on aphids at a regional scale. *Proceedings IOBC/WPRS meeting 'Landscape Management for Functional Biodiversity'*, Bologna Italy, May 2003. *IOBC/WPRS Bulletin (Bulletin OILB SROP)* 26(4). 71-75.
- Humphries M.M., Thomas D.W. y Speakman J.R. 2002. Climate-mediated energetic constraints on the distribution of hibernating mammals. *Nature* 418: 313-316.
- Iglesias J., Santos M. y Castillejo J. 1996. Annual activity cycles of the land snail *Helix aspersa* Müller in natural populations of North-Western Spain. *Journal of Molluscan studies* 62: 495-505.
- Jiménez J. y Delibes M.1990. Causas de la rarificación. En: M. Delibes (ed.). *La nutria (Lutra lutra) en España*. ICONA Serie Técnica Madrid. Pgs. 169-177.

- Jiménez J. y Lacomba J.I. 1991. The influence of water demands on otter distribution in Mediterranean Spain. *Habitat 6*: 249-254 (Proceedings V International Otter Colloquium, C. Reuther and R. Rochert, eds.).
- Jones J.G. 2001. Freshwater ecosystems. Structure and responses. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 50: 107-113.
- Kiss L., Magnin F. y Torre F., 2004. The role of landscape history and persistent biogeographical patterns in shaping the responses of Mediterranean land snail communities to recent fire disturbances. *Journal of Biogeography* 31: 145-157.
- Körner C. 2001. Experimental plant ecology: some lessons from global change research. En: Press Huntly y Levin 8eds.). *Ecology: Achievement and challenge*: Blackwell, Oxford.
- Ledergerber S., Leadley P.W., Stöcklin J. y Baur B. 1998. Feeding behaviour of juvenile snails (*Helix pomatia*) to four plant species grown at elevated CO₂. *Acta Oecologica* 19: 89-95.
- Lizana M. y Pedraza E.M. 1998. Different mortality of toad embryos (*Bufo bufo* and *Bufo calamita*) caused by UV-B radiation in high mountain areas of the Spanish Central System. *Conservation Biology* 12: 703-707.
- Lobón-Cerviá J., Dgebuadze Y., Utrilla C.G., Rincón P.A. y Granado-Lorencio C. 1996. The reproductive tactics of dace in central Siberia: evidence for temperature regulation of the spatio-temporal variability of its life history. *Journal of Fish Biology* 48: 1074-1087.
- López M.A. y Altaba C.R. 1997. Presencia de *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia Corbiculidae) al Delta de L'Ebre. *Bulletí del Parc Natural Delta l'Ebre* 10: 20-22.
- Lucio A.J. 1990. Influencia de las condiciones climáticas en la producción de la Perdiz Roja (*Alectoris rufa*). *Ardeola* 37:207-218.
- Lumbreras C., Galante E. y Mena J. 1990. Seguimiento de una población de *Bubas bubalus* (Olivier, 1811) a través del estudio combinado de diversos caracteres indicativos de edad (Col. Scarabaeidae). *Boletín Asociación española de Entomología* 14: 243-249.
- Lumbreras C., Galante E. y Mena J. 1991. Ovarian Condition as an Indicator of the phenology of *Bubas bubalus* (Coleoptera: Scarabaeidae). *Annals of the Entomological Society of America* 84(2): 190-194.
- Machado A. 2002. La biodiversidad de las Islas Canarias. En: Pineda F.D., de Miguel J.M., Casado M.A. y Montalvo J. (eds) *La Diversidad Biológica de España*. Prentice Hall, Madrid. pgs. 89-99.
- Marco A. 2002. *Lacerta schreiberi*. En: Pleguezuelos J.M., Márquez R. y Lizana M. (eds.). *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza Madrid. Pgs. 232-234.
- Marco A. y Pollo C. 1993. Análisis biogeográfico de la distribución del lagarto verdinegro (*Lacerta schreiberi* Bedriaga 1878). *Ecología* 7: 457-466.
- Marco A. y Lizana M. 2002. Efectos de la radiación ultravioleta sobre los anfibios en áreas de montaña. *Actas de las III Jornadas Científicas del Parque Natural de Peñalara y del Valle del Paular*. Biodiversidad: investigación conservación y seguimiento. Comunidad de Madrid. Pgs. 73-80.
- Marco A., Lizana M., Suárez C. y Nascimento F. 2002. Radiación ultravioleta y declive de anfibios. *Quercus* 192: 30-37.
- Márquez R. y Lizana M. 2002. Conservación de los Anfibios y Reptiles de España. En: Pleguezuelos J.M., Márquez R. y Lizana M. *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española. Madrid. Pgs. 417-453.
- Martí R. y del Moral J.C. (Eds.) *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Martín J., García-Barros E., Gurrea P., Luciañez M.J., Munguira M.L., Sanz M.J y Simón J.C. 2000. High endemism areas in the Iberian Peninsula. *Belgian Journal Entomologie* 2: 47-57.
- Martín Piera F. y Lobo J.M. 2000. Diagnóstico sobre el conocimiento sistemático y biogeográfico de tres órdenes de insectos hiperdiversos en España: Coleoptera Hymenoptera y Lepidoptera. En: Martín Piera F, Morrone J.J. y Melic A. (eds.). *Hacia un*

- proyecto CYTED para el Inventario y Estimación de la Diversidad Entomológica en Iberoamérica. Pribes 2000. Monografías Tercer Milenio 1, Sociedad Entomológica Aragonesa. Zaragoza.
- Martin T.E. 2001. Abiotic vs. biotic influences on habitat selection of coexisting species: climate change impacts? *Ecology* 82: 175-188.
- Martínez J.G., Carranza J., Fernández J.L. y Sánchez-Prieto C.B. 2002. Genetic variation of red deer populations under hunting exploitation in South-Western Spain. *Journal of Wildland Management* 66(4): 1273-1282.
- McCarty J.P. 2001. Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology* 15: 320-331.
- McLaughlin J.F., Hellmann J.J., Boggs C.L. y Ehrlich P.R., 2002. Climate change hastens population extinctions. *Proceeding National Academy Sciences USA* 99: 6070-6074.
- McLean D.M. 1991. A climate change mammalian population collapse mechanism. En: Kainlauri E., Johansson A., Kurki-Suonio I. y Geshwiler, M. (eds.) *Energy and Environment*. ASHRAE. Atlanta Georgia. Pgs. 93-100.
- McLean D.M. 1978. A terminal Mesozoic "greenhouse": lessons from the past. *Science* 201 401-406.
- Mena J., Galante E. y Lumbreras C.J. 1989. Daily flight activity of Scarabaeidae and Geotrupidae (Col.) and analysis of the factors determining this activity. *Ecologia Mediterranea* 15(1-2): 69-80.
- Merino S. y Potti J. 1996. Weather dependent effects of nest ectoparasites on their bird hosts. *Ecography* 19:107-113.
- Mico E. y Galante E. 2002. Atlas fotográfico de los escarabeidos florícolas ibero-baleares. Arganda Editions Barcelona.
- Mönkkönen M. y Welsh D.A. 1994. A biogeographical hypothesis on the effects of human caused landscape changes on the forest bird communities of Europe and North America. *Annales Zoologici Fennici* 31: 61-70.
- Moore K.M.S. y Gregory S.V. 1988a. Response of young-of-the-year cutthroat trout to manipulation of habitat structure in a small stream. *Transactions of the American Fisheries Society* 117: 162-170.
- Moore K.M.S. y Gregory S.V. 1988b. Summer habitat utilization and ecology of cutthroat trout fry (*Salmo clarki*) in Cascade Mountain streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1921-1930.
- Mouthon J. 1990. Importance des conditions climatiques dans la différenciation des peuplements malacologiques de lacs européens. *Archiv für Hydrobiologie* 118: 353-370.
- Myers N., Mittermeyer R.A., Mittermeyer C.G., Da Fonseca G.A.B y Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 103: 853-858.
- Obeso J.R. y Bañuelos M.J. 2004 El urogallo (*Tetrao urogallus cantabricus*) en la Cordillera Cantábrica. Serie Técnica. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente.
- Ojanguren A.F. 2000. Efectos de factores ambientales y del tamaño de huevo sobre eficacia biológica en trucha común (*Salmo trutta* L.). Universidad de Oviedo. 146 pgs.
- Palomares F. 2003. The negative impact of heavy rains on the abundance of a Mediterranean population of European rabbits. *Mammalian Biology* 68: 224-234.
- Parmesan C., Ryrholm N., Stefanescu C., Hill J.K., Thomas C.D., Descimon H., Huntley B., Kaila L., Kullberg J., Tammaru T., Tennent W.J., Thomas J.A y Warren M. 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature* 399: 579-583.
- Patz J.A., Graczyk T.K., Geller N. y Vittor A.Y. 2000. Effects of environmental change on emerging parasitic diseases. *International Journal of Parasitology* 30: 1395-1405.
- Peñuelas J., Filella I. y Comas P. 2002. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 8: 531-544.
- Perez Bañón C., Juan A., Petanidou T., Marcos-García M-A. y Crespo M.B., 2003. The reproductive ecology of *Mendicago citrina* (Font Quer) Greuter (Leguminosae): a bee-

- pollinated plant in Mediterranean island where bees are absent. *Plant Systematics and Evolution* 241: 29-46.
- Peters H.A., Baur B., Bazzaz F. y Körner, C. 2000. Consumption rates and food preferences of slugs in a calcareous grassland under current and future CO₂ conditions. *Oecologia* 125: 72-81.
- Piñol J., Teradas J. y Lloret F. 1998. Climate warming, wildfire hazard, and wildfire occurrence on coastal eastern Spain. *Climatic Change* 38: 345-357.
- Porazinska D.L. y Wall D.H. 2002. Population age structure of nematodes in the Antarctic dry valleys: perspectives on time space and habitat suitability. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 34: 159-168.
- Potts D.C. 1975. Persistence and extinction of local populations of the garden snail *Helix aspersa* in unfavourable environments. *Oecologia* 21: 313-334.
- Power M.E., Parker M.S. y Wootton J.T. 1996. Disturbance and food chain length in rivers. En: Polis G.A. y Winemiller K.O. (eds.). *Food webs: integration of patterns and dynamics*. Chapman y Hall, London. Pgs. 286-297.
- Pujante Mora A.M. 1997. Los Artrópodos como bioindicadores de la calidad de la aguas. En: Melic A. (ed.). *Los Artrópodos y el Hombre*. Bol. S.E.A. 20: 277-284. Sociedad Aragonesa de Entomología.
- Pulido F.J. 1999. Herbivorismo y regeneración de la encina (*Quercus ilex* L.) en bosques y dehesas. Tesis Doctoral. Universidad de Extremadura.
- Ramírez Á. 2003. Efectos geográficos y ambientales sobre la distribución de las aves forestales ibéricas. *Graellsia* 59: 219-231.
- Ramos M.A. 1980. Estudio del tamaño de la concha de *Cepaea nemoralis* (L.) en tres valles del Pirineo español. Comunicaciones del I Congreso Nacional de Malacología SEM, Madrid: Pgs. 47-49.
- Ramos M.A. 1985. Shell polymorphism in a southern peripheral population of *Cepaea nemoralis* (L.) in Spain. *Biological Journal of the Linnean Society of London* 25: 197-208.
- Ramos M.A. 1998. Implementing the Hábitat Directive for mollusc species in Spain. *Journal of Conchology, special publication* 2: 125-132.
- Ramos M.A. y Aparicio 1984. La variabilidad de *Cepaea nemoralis* (L.) y *Cepaea hortensis* (Müll.) en poblaciones mixtas de la Región Central de España. *Iberus* 4: 105-123.
- Ramos M.A., Lobo J.M. y Esteban M. 2001. Ten years inventoring the Iberian fauna: results and perspectives. *Biodiversity and Conservation* 10: 19-28.
- Ramos M.A., Lobo J.M. y Esteban M. 2002. Riqueza faunística de la península Ibérica e islas Baleares. El proyecto 'Fauna ibérica'. En: Pineda F.D., de Miguel J.M., Casado M.A. y Montalvo J. (eds). *La Diversidad Biológica de España*. Prentice Hall, Madrid. Pgs. 197-207.
- Ramos M.A. y Templado J. 2002. Invertebrados no insectos. En: Reyero J.M. (ed.). *La Naturaleza de España*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. Pgs. 190-207.
- Ratte H.T. 1985. Temperature and insect development. En: Hoffman K.H. (ed.). *Environmental Physiology and Biochemistry of Insects*. Springer-Verlag, Berlín: 33-66.
- Rawling P., Pro M.J., Pena I., Ortega M.D. y Capela R. 1997. Spatial and seasonal distribution of *Culicoides imicola* in Iberia in relation to the transmission of African horse sickness virus. *Medical and Veterinary Entomology* 11(1): 49-57.
- Rincón P.A. y Lobón-Cerviá J. 1989. Reproductive and growth strategies of the red roach, *Rutilus arcasii* (Steindachner, 1866), in two contrasting tributaries of the River Duero Spain. *Journal of Fish Biology* 34: 687-705.
- Rodríguez Muñoz R. 2000. Reproducción y desarrollo larvario en una población anadroma de lamprea marina (*Petromyzon marinus* L.). Universidad de Oviedo. 155 pgs.
- Rodríguez C. y Bustamante J. 2003. The effect of weather on lesser kestrel breeding success: can climate change explain historical population declines? *Journal of Animal Ecology* 72: 793-810.
- Rodríguez-Berrocal J. 1993. Utilización de los recursos alimenticios naturales. Nutrición y alimentación de rumiantes silvestres. Córdoba: Publ. Fac. Veterinaria UCO.

- Rogers D.J. y Randolph S.E. 2000. The global spread of malaria in a future warmer world. *Science* 289: 1763-1766.
- Root T.L. y Schneider S.H. 2002. Climate Change: Overview and Implications for Wildlife. En: Schneider S.H. y Root T.L. (eds.). *Wildlife Responses to Climate Change*. Island Press Washington. Pgs. 1-56.
- Roura N., Suarez A.V., Gómez C., Touyama Y. y Peterson T. 2003. Predicting Argentine ant (*Linepithema humile* Mayr) invasive potential in the face of global climate change. (comunicación en Congreso). Land Open Sciences .Conference: Integrated Research on Coupled Human Environmental Systems. Morelia. México.
- Samways M. J. 1994. *Insect Conservation Biology*. Chapman y Hall, London.
- Santos T. y Tellería J. 1995. Global environmental change to and the future of Mediterranean forest avifauna. En: Moreno J.M. y Oechel W.C. (eds.). *Global change and Mediterranean type ecosystems*. Springer-Verlag, New York. pgs.457-470.
- Sanz J.J. 2002. Climate change and breeding parameters of great and blue tits throughout the western Palearctic. *Global Change Biology* 8: 409-422.
- Sanz J.J. 2003. Large scale effect of climate change on breeding parameters of pied flycatchers in Western Europe. *Ecography* 26: 45-50.
- Sanz J.J., Potti J., Moreno J., Merino S. y Frías O. 2003. Climate change and fitness components of a migratory bird breeding in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 9: 461-472.
- Sarto I., Monteys V. y Saiz Ardanaz M., 2003. Culicoides midges in Catalonia (Spain) with special reference to likely bluetongue virus vectors. *Medical and Veterinary Entomology* 17: 288-293.
- Schöne B.R., Dunca E., Mutvei H. y Norlund, U. 2004. A 217-year record of summer air temperature reconstructed from Freshwater pearl mussels (*M. Margaritifera* Sweden). *Quaternary Science Reviews* 23: 1803-1816.
- Seco-Fernández M.V., Fereres Castiel A., Denholm C., Barbagallo S., Basky Z., Bell N., Clark S., Coceano P.-G., Cocu N., Colucci R., Derron J., Ferrara V., Gotlin Euljak T., Harrington R., Hatala Zseller I., Hullé M., Katis N., Knight J., Limonta L., Lukášová H., Marrkula I., Maurice D., Mohar J., Pickup J., Rolot J.L., Rounsevell M., Ruszkowska M., Schliephake E., Sigvald R., Stolte T., Tsitsipis J., Ulber B., Verrier P. y Welham, S. 2003. Aprovechamiento de los sistemas de control de áfidos en Europa -EXAMINE (EXPloitation of Aphid Monitoring systems IN Europe). XX Jornadas de la Asociación Española de Entomología – AeE.
- Seoane J., Viñuela J., Díaz-Delgado R. y Bustamante J. 2003. The effects of land use and climate on red kite distribution in the Iberian peninsula. *Biological Conservation* 111: 401-414.
- Serrano J. 1984. Estudio Faunístico de los Caraboidea del Alto Tajo (Coleoptera Adephaga). *Graellsia*. 39: 3-30.
- Smith B. R. y Tibbles J.J. 1980. Sea lamprey (*Petromyzon marinus*) in Lakes Huron, Michigan and Superior: history of invasion and control, 1936-78. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 1780-1801.
- Stefanescu C., Peñuelas J. y Filella 2003. Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology* 9: 1494-1506.
- Stefanescu C., Herrando S. y Páramo F. 2002. Butterfly species richness in the north-west Mediterranean Basin: the role of natural and human-induced factors. *Journal of Biogeography* 31: 905-915.
- Sternberg M., 2000. Terrestrial gastropods and experimental climate change: A field study in a calcareous grassland. *Ecological Research*, 15: 73-81.
- Swift M.J., Andrén O., Brussaard L., Briones M., Couteaux M.-M., Ekschmitt K., Kjoller A., Loiseau P. y Smith P. 1998. Global change soil biodiversity, and nitrogen cycling in terrestrial ecosystems: three case studies. *Global Change Biology* 4: 729-743.
- Teixeira J. y Arntzen J.W. 2002. Potential impact of climate warming on the distribution of the Golden-striped salamander, *Chioglossa lusitanica* on the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation* 11: 2167-2176.

- Tejedo M. 2003. El declive de los anfibios. La dificultad de separar las variaciones naturales del cambio global. En: Rubio X. (ed.). La conservación de los anfibios en Europa. Munibe Suplemento16: 20- 43.
- Tellería J. y Santos T. 1994. Factors involved in the distribution of forest birds in the Iberian Peninsula. *Bird Study* 41:161-169.
- Tepedino V.J. y Grsiwold T.L., 1990. Protecting endangered plants. *Agricultura Research* 38: 16-18.
- Templado J., Villena M. y Fernández J. 1995. New invertebrate taxa (insect excluded) described in the Iberian Peninsula and Macaronesia between 1994 and 1996. *Graellsia* 51: 171-189.
- Thomas C.D., Cameron A., Green R.E. y otros 16 autores. 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.
- Tierno de Figueroa J.M., Sánchez Ortega A., Membiela Iglesias P. y Luzón Ortega J.M., 2003. Plecoptera. En: Ramos M.A. *et al.* (eds.) Fauna Ibérica vol 22.. Museo Nacional de Ciencias Naturales CSIC., Madrid.
- Torralba M.M. y Oliva F.V. 1997. Primera cita de *Chondrostoma polylepis* Steindachter 1865 (Ostariophysi Cyprinidae) en la cuenca del río Segura. *Limnetica* 13: 1-3.
- Veiga J.P. 1986. Interannual fluctuations of three microtine populations in Mediterranean environments: the effect of the rainfall. *Mammalia* 50: 114-116.
- Velasco J.C., Rincón P.A. y Lobón-Cerviá J. 1990. Age growth and reproduction of the cyprinid *Rutilus lemmingii* (Steindachner, 1866) in the River Huebra, central Spain. *Journal of Fish Biology* 36: 469-480.
- Verdú J.R. y Galante E. 2002. Climatic stress food availability and human activity as determinants of endemism patterns in the Mediterranean Region: the case of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea) in the Iberian Peninsula. *Diversity and Distributions* 8: 259-274.
- Verdú J.R. y Galante E. 2004a. Thermoregulatory strategies in two closely-related sympatric *Scarabaeus* species (Coleoptera Scarabaeinae), *Physiological Entomology* 29: 32-38.
- Verdú J.R. y Galante E. 2004b. Behavioural and morphological adaptations for a low quality resource in semi-arid environments: dung beetles (Coleoptera Scarabaeoidea) associated with the European rabbit (*Oryctolagus cuniculus* L *Journal of Natural History* 38: 708-715.
- Villafuerte R. 2002. *Oryctolagus cuniculus* Linnaeus 1758. En: Palomo L.J. y Gisbert J. (eds.) Atlas de los mamíferos terrestres de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-SECEM- SECEMU, Madrid. Pgs. 464-467.
- Vives E. 2000. Insecta Coleoptera Cerambycidae. En: Ramos M.A. *et al.* (eds.). Fauna Ibérica vol 12. Museo Nacional de Ciencias Naturales CSIC., Madrid.
- Wittmann E.J., Melor P.S. y Baylis M. 2001. Using climate data to map the potential distribution of *Culicoides imicola* (Diptera: Ceratopogonidae) in Europe. *Revue Scientifique et Technique de l'Office International des Épizooties* 20 (3): 731-740.
- Yom-Tov Y. 2001. Global warming and body mass decline in Israeli passerine birds. *Proceedings of the Royal Society London Series B* 268: 947-952.
- Young I.M., Blanchart E., Chenu C., Dangerfield M., Fragoso C., Grimaldi M., Ingram J. y Jocteur Monrozier L. 1998. The interaction of soil biota and soil structure under global change. *Global Change Biology* 4: 703-712.
- Zuberogoitia I. 2000. La influencia de los factores meteorológicos sobre el éxito reproductor de la Lechuza Común. *Ardeola* 47:49-56.