

EL HÁBITAT MEDITERRÁNEO CONTINENTAL: UN SISTEMA HUMANIZADO, CAMBIANTE Y VULNERABLE

Fernando VALLADARES

Instituto de Recursos Naturales, Centro de Ciencias Medioambientales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, C/ Serrano, 115, 28006, Madrid, e-mail: valladares@cema.csic.es.

Resumen

En este capítulo mostraremos que, tanto el clima mediterráneo como la estructura y funcionamiento de los ecosistemas mediterráneos, han estado en constante cambio durante los últimos millones de años. Veremos la importancia de incluir la intervención humana para comprender los procesos que han dado lugar a los ecosistemas que ahora tenemos. Repasaremos las principales amenazas actuales que se ciernen sobre los ecosistemas mediterráneos, analizando la importancia relativa de los cinco principales motores de cambio ambiental, con especial incidencia en el cambio climático y los cambios de uso del terreno. Finalmente, resumiremos algunos aspectos que deben tenerse en cuenta en la gestión de los ecosistemas mediterráneos, notables por su elevada diversidad biológica.

Palabras clave: Biodiversidad, cambio global, clima mediterráneo, gestión forestal, motores de cambio, vulnerabilidad.

Abstract

The continental, Mediterranean habitat: an anthropogenic, changing and vulnerable system. In this chapter we will show that both, the structure and the functioning of Mediterranean ecosystems, have been under constant change over the last million years. We will show the importance of including the human intervention on these systems to understand the processes that has led to the current ecosystems. We will review the main threats to Mediterranean ecosystems, analysing the relative importance of the five main drivers of environmental change, with emphasis on climate change and changes in land uses. Finally, we will summarize some aspects that must be taken into account in the proper management of Mediterranean ecosystems, which are exceptionally rich in terms of biodiversity.

Key words: Biodiversity, drivers of change, forest management, global change, Mediterranean climate, vulnerability.

Introducción

El hábitat mediterráneo ha estado ligado desde tiempos prehistóricos a las actividades humanas, y su estructura y funcionamiento no pueden comprenderse sin la continuada y, a veces muy intensa, intervención humana en los procesos naturales (Blondel y Aronson, 1999; Valladares, 2004a). Una palabra clave asociada a los ecosistemas mediterráneos terrestres es la diversidad, la cual es elevada, tanto si nos centramos en el número de especies animales o vegetales, como si nos fijamos en las unidades de paisaje o en los modos de vida y los aspectos socio-económicos de las poblaciones humanas que se asientan desde el Norte de África hasta el Oriente próximo, pasando por todo el sur de Europa (Blondel y Aronson 1999). Toda esta zona diversa, en la cual el ser humano es arte y parte, causa y consecuencia de los importantes cambios ambientales que se han sufrido, se sufren y se sufrirán, sólo tiene un denominador común: el clima.

El clima mediterráneo se caracteriza, tanto por una marcada estacionalidad en la distribución de la temperatura y las precipitaciones, como por una alta impredecibilidad intra e interanual. En general, los veranos son calurosos y secos, lo cual genera un notable y muy característico estrés hídrico y térmico en las especies que componen los ecosistemas mediterráneos. Sin embargo, es frecuente en las zonas próximas al mar Mediterráneo, que las temperaturas sean moderadas y las precipitaciones elevadas desde el otoño a la primavera, lo cual hace que muchos ecosistemas alcancen su máxima productividad en ese periodo. Este esquema general se modifica como consecuencia de la topografía y la distancia al mar, lo cual introduce un grado variable de continentalidad y rigor climático.

Las formaciones vegetales características de la Cuenca Mediterránea están constituidas por una variedad de matorrales y bosques dominados por especies tolerantes de sequía, que limitan por el Norte con bosques templados que pierden la hoja durante el invierno, y por el Sur y el Este con estepas y formaciones sub-desérticas de escaso desarrollo, aunque de gran interés biológico y ecológico. Las especies más características son las encinas, quejigos y robles (*Quercus* spp.), frecuentemente mezcladas con pinos, madroños, olivillas, espinos y, en sitios más secos o continentales, con enebros y sabinas (*Juniperus* spp.). Existen claras diferenciaciones geográficas y, así, las formaciones con *Quercus coccifera* y *Pinus halepensis* de la zona Oeste encuentran su equivalente en formaciones con *Pinus brutia* y *Quercus calliprinos* en el Este. O los sabinares ibéricos con *Juniperus phoenicea* y *Juniperus thurifera* encuentran su equivalente en Anatolia en formaciones dominadas por *Juniperus excelsa* y *Juniperus foetidissima*. Pero, posiblemente, una de las especies más representativas y abundantes de las formaciones leñosas mediterráneas es la encina (*Quercus ilex*), que presenta numerosas subespecies y variedades y que, además de formar bosques propios y ser una de las especies más comunes en los sistemas de dehesas y montados, coexiste con robles y hayas en el Norte o en zonas húmedas, con sabinares y estepas en zonas continentales, y con toda una variedad de matorrales termófilos y xerofíticos en el sur de la cuenca mediterránea y en numerosas zonas costeras (Guidoto *et al.*, 1986; Costa *et al.*, 1998; Charco, 1999).

No obstante, la visión que se tiene del bosque mediterráneo incluye un combinado de paradigmas engañosos. Por ejemplo, las propias especies leñosas que forman el bosque mediterráneo no son auténticamente mediterráneas al ser, en realidad, supervivientes del Terciario (Palamarev, 1989). El verano seco, típico del clima mediterráneo, al que teóricamente estaría adaptada la vegetación mediterránea, sólo ha sido típico en la Cuenca Mediterránea durante los últimos 5.000 años (Grove y Rackham, 2001); un plazo demasiado breve para la evolución y especiación vegetal, sobre todo para las especies longevas, como los árboles que actualmente cubren los ecosistemas mediterráneos. Además, ni el propio clima mediterráneo ni la fisonomía del paisaje mediterráneo han permanecido nunca constantes durante más de un siglo, con lo que la visión arquetípica del bosque mediterráneo está sesgada por nuestra incapacidad de integrar la variabilidad temporal en la estructura y funcionamiento del mismo más allá de unas pocas décadas (Carión *et al.*, 2000). Y unas pocas décadas es un periodo demasiado corto para captar la esencia de un sistema que, como éste, presenta dinámicas poblacionales y ciclos complejos de siglos, si no milenios, de duración.

Esta lentitud de algunos procesos, como los de la regeneración natural de ciertas especies del género *Quercus*, compromete la viabilidad a largo plazo del bosque mediterráneo, ya que una de las características de nuestro tiempo es la aceleración de las tasas de cambio ambiental. De esta forma, los procesos microevolutivos, que pueden darse en plazos de tiempo cortos en sistemas como las lagunas temporales y compensar así los efectos negativos de una tasa de cambio ambiental muy rápida, no son operativos para especies longevas y de lento crecimiento como las encinas (Rice y Emery, 2003). La vegetación mediterránea ha sufrido profundos cambios durante los últimos miles de años, cambios relacionados con cambios climáticos no menos profundos y, en tiempos más recientes, con alteraciones en el régimen de perturbaciones (e. g., por fuego) y en el nivel de explotación de los ecosistemas (e. g., pastoreo, carboneo y leña). Esta combinación de factores bióticos y abióticos ha permitido que algunos ecosistemas forestales hayan sido capaces de absorber el estrés que supusieron los cambios climáticos hasta límites insospechados. Así pues, si algo caracteriza a los ecosistemas mediterráneos es su alto grado de intervención humana y su notable dinámica temporal (Valladares, 2004b).

Las claves del pasado para comprender el futuro

La Tierra ha experimentado en los últimos dos millones de años una alternancia periódica de fases glaciares e interglaciares, de forma que aproximadamente el 80% del Cuaternario del Norte de Europa ha sido tiempo glaciario. Estos descensos sostenidos de temperatura han tenido efectos directos e indirectos, a través de las repercusiones en la disponibilidad hídrica, sobre la distribución de los bosques. De esta forma, las latitudes mediterráneas experimentaron un incremento de la aridez, mientras muchas de las especies arbóreas y arbustivas desaparecían en las zonas glaciadas (Arroyo *et al.*, 2004). Las especies forestales sobrevivieron en refugios microclimáticos

en las montañas del Sur de Europa y en algunas áreas próximas al mar. Con la llegada de cada fase interglaciaria, las poblaciones refugiadas serían el punto de partida para la colonización de las regiones centrales y septentrionales de Europa, lo cual requirió de procesos de migración a larga distancia y gran escala. De esta forma, los hábitats favorables del Sur de Europa constituyeron un importante reservorio de diversidad vegetal para todo el continente europeo. En consecuencia, considerar especies como el haya, los abetos o los robles como propias de zonas templadas centroeuropeas no es muy real, ya que históricamente han estado más tiempo en la región mediterránea que fuera de ella; en particular durante los últimos dos millones de años (Carrión *et al.*, 2003). Los estudios paleopolínicos de muestras obtenidas de turberas y lagunas han permitido identificar algunas de estas zonas de refugio, aunque su estructura ecológica está todavía por dilucidar. Por ejemplo, los valles interiores de Sierra Nevada y del macizo Segura-Cazorla-Alcaraz han actuado como importantes zonas de refugio para especies como *Q. ilex-rotundifolia*, *Quercus faginea*, *Pinus nigra*, *Pinus pinaster*, *Arbutus unedo*, *Erica arborea*, *Corylus avellana*, *Betula celtiberica*, *Fraxinus angustifolia*, *Ulmus minor-glabra*, *Juglans regia*, *Pistacia lentiscus*, *Phillyrea angustifolia* y *Olea europaea*. Mientras que el litoral de Murcia y Almería sirvió de refugio durante la última glaciación para diversos pinos, encinas y robles, además de coscojares con palmito, acebuchares y matorrales ibero-norteafricanos de cornical (*Periploca angustifolia*) y arto (*Maytenus europaeus*), acompañados de otras especies termófilas como *Osyris quadripartita*, *Myrtus communis*, *Lycium intricatum*, *Withania frutescens* y *Calicotome intermedia*. Las reconstrucciones paleoecológicas de las secuencias polínicas sugieren que los cambios de vegetación pueden llegar a ocurrir en pocos siglos o, incluso, décadas, como consecuencia de cambios climáticos marcados que fuerzan migraciones altitudinales o latitudinales de las especies (Carrión *et al.*, 2003).

Pero, además del clima, la intensa intervención humana desde comienzos del Neolítico ha provocado una reducción del área original del bosque y notables cambios en su dinámica y composición (Pons y Suc, 1980). En ausencia del hombre, los ecosistemas que deberían cubrir la Península Ibérica diferirían bastante de los actuales (Blondel y Aronson, 1995). Uno de los procesos más significativos ocurridos en la Cuenca Mediterránea ha sido la sustitución de bosques de robles caducifolios y marcescentes por bosques de especies esclerófilas como la encina. Los resultados de simulaciones fitoclimáticas demuestran que este proceso podría haber sido causado, tanto por un cambio climático debido al incremento de la temperatura, como por la erosión del suelo inducida por las actividades humanas (González Rebollar *et al.*, 1995). Probablemente, ambas causas hayan actuado sinérgicamente en el pasado. El proceso de "esclerofilización" de los bosques, iniciado hace miles de años, ha continuado sin interrupción hasta el presente. En los últimos siglos, los bosques caducifolios de media montaña han sido paulatinamente sustituidos por encinares supra-mediterráneos y por bosques de coníferas muchas veces repoblados. En el Norte de Marruecos y posiblemente en el Sur de España, los bosques de quejigo andaluz (*Quercus canariensis*), con hoja marcescente, fueron sustituidos por alcor-

noques (*Quercus suber*), de hoja perenne y más resistente a la sequía y a los incendios (Reille y Pons, 1992). Como consecuencia de la influencia humana, una parte del bosque mediterráneo fue destruido para crear cultivos y pastos, mientras que el resto fue transformado en monte bajo para la producción intensiva de carbón y leña, debido a su gran capacidad para el rebrote (por ej., *Quercus pyrenaica*, *Q. faginea*). Por tanto, algunos de los bosques originales han desaparecido, mientras que otros han sido muy alterados en su estructura y funcionamiento, pasando a tratarse en régimen de monte bajo.

Los sistemas mediterráneos han estado, y están, típicamente expuestos a perturbaciones que pueden ser episódicas, como las sequías intensas e incendios, o crónicas, como la sobre-explotación, el pastoreo y el ramoneo (Charco, 1999; Valladares, 2004b). La vegetación forestal se caracteriza por su inercia y gran resistencia a la invasión, aunque las perturbaciones reiteradas, o de gran magnitud, pueden provocar respuestas de tipo umbral, desencadenando extinciones locales relativamente abruptas. La mayoría de los diagramas polínicos del Holoceno ibérico muestran cambios graduales o pautas de vegetación relativamente estables, los cuales han sido tradicionalmente interpretados según la dinámica climática que se observa en el Norte de Europa. Algunos estudios en la Península Ibérica han revelado cambios bruscos que no se correlacionan con un proceso climático coetáneo o inmediatamente precedente, revelando la combinación de una inercia inicial con respuestas rápidas, una vez que se han traspasado los umbrales de vulnerabilidad del sistema. La secuencia paleoecológica de Villaverde (Jaén) demuestra cómo el fuego es el condicionante primordial de la respuesta vegetal entre 3.500 y 1.000 años BP, con independencia de que su magnitud espacial y recurrencia estén determinadas por el régimen climático. En esta secuencia se observa cómo el encinar es remplazado tres veces por pinares de pino carrasco, coincidiendo con la frecuencia de microcarbones, indicadores de la incidencia del fuego. Esta respuesta elástica, en la que el pino se extiende y vuelve a disminuir rápidamente, se volvió irreversible cuando la frecuencia de microcarbones tuvo una periodicidad corta (20-50 años), dando lugar a un cambio abrupto en la estructura ecológica del bosque (Carrión, 2003). Otras secuencias de la zona se relacionan con los cambios climáticos del Tardiglacial y Holoceno, pero el control ejercido por el clima sobre la vegetación es modulado por las perturbaciones y la competencia interespecífica, dando lugar a retrasos de varios cientos de años y a respuestas tipo umbral. Al aumentar la escala espacial, el cambio climático aparece como un control más inmediato de los desplazamientos en los tipos forestales. Pero el fuego y, más tarde, el pastoreo influyeron muy significativamente en la evolución de la vegetación durante la segunda mitad del Holoceno. La aridificación en ciertos casos supone poco más que una influencia de fondo (Arroyo *et al.*, 2004). Por tanto, la acción antrópica durante los últimos milenios es un elemento crítico de perturbación que determina cambios en las especies dominantes y conlleva cambios radicales en la diversidad y la cobertura arbórea y arbustiva.

La diversidad, un rasgo típicamente mediterráneo en constante amenaza

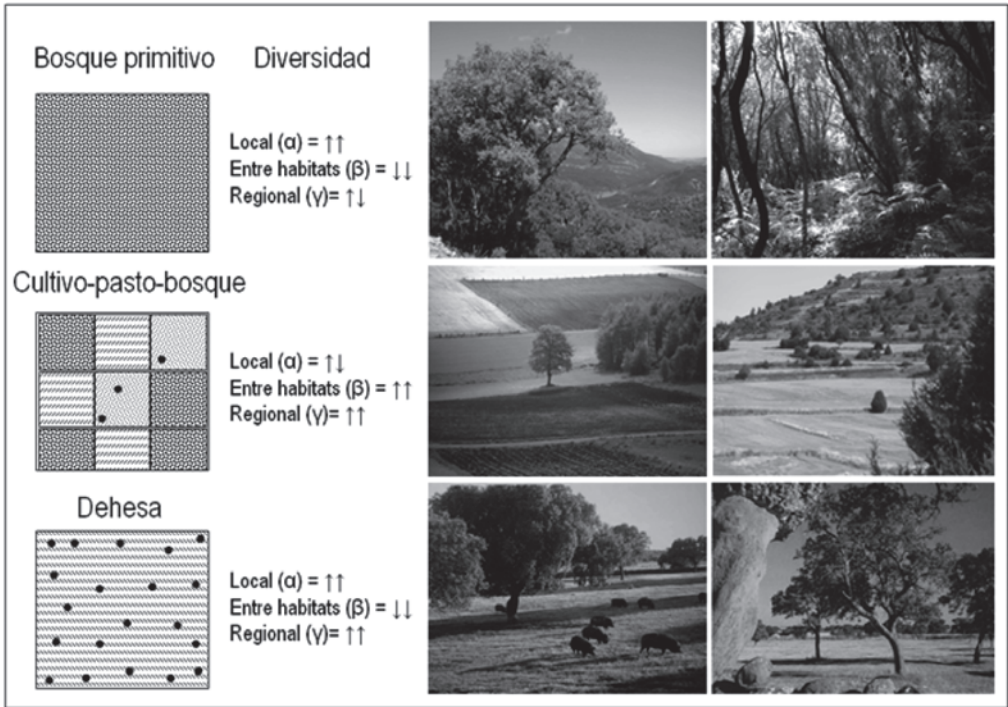
Un rasgo característico de los ecosistemas mediterráneos es su elevada riqueza biológica. En los ecosistemas de la Cuenca Mediterránea se encuentran algunos de los puntos de mayor biodiversidad de la tierra, los llamados puntos calientes (*hot spots*), en los cuales existe el valor añadido de que, no solo reúnen muchas especies, sino que incluyen numerosos endemismos y especies relictas (Barbero *et al.*, 1992; Medail y Quezel, 1999). Muchas de las actividades humanas suponen un grave riesgo para la conservación de esta elevada biodiversidad, aunque, como veremos, los actuales niveles de biodiversidad en el mediterráneo no pueden entenderse y, por tanto, no pueden conservarse sin un cierto grado de intervención humana en los ecosistemas. Pero, para comprender la biodiversidad mediterránea y establecer estrategias de conservación, es preciso hacer un análisis de cómo varía la diversidad con la escala de estudio y, para ello, es preciso beber de las fuentes de la ecología más teórica.

Hace cuatro décadas, Whittaker (1960) propuso que la diversidad de un paisaje (a la que denominó diversidad gamma, y no es más que el número total de especies), era resultado de la combinación de dos niveles de diversidad. Por un lado la diversidad alfa, que es el número de especies a nivel local, y por otro la diversidad beta, que cuantifica cómo de diferentes son los conjuntos de especies de localidades diferentes. Casi de manera simultánea, MacArthur (1965) propuso un concepto similar, pero con una nomenclatura diferente. A la diversidad alfa la denominó diversidad dentro del hábitat, mientras que a la diversidad beta la denominó diversidad entre hábitats, en clara alusión a la escala de su trabajo. Si bien los estudios de Whittaker y de MacArthur se circunscribieron a una escala local, dejaron claramente establecido que el concepto era lo suficientemente general para ser aplicado a otras escalas (Whittaker, 1972). Desde el punto de vista de la ecología de comunidades, a principios de los noventa, Cornell y Lawton (1992) formalizaron la idea de que la diversidad beta era el "enlace" entre la diversidad local y la regional, y, con esto, la propuesta de Whittaker se integró en las nuevas ideas de la ecología de comunidades. A partir de entonces, los estudios en los que se analiza la diversidad beta aumentaron de manera notable, y hoy se cuenta con numerosos estudios para diferentes regiones del planeta y para variados grupos taxonómicos. Y un buen ejemplo es el de las aves en distintas regiones mediterráneas (Cody, 1986). Desde el punto de vista de la conservación, la diversidad beta se encuentra estrechamente asociada a otro concepto denominado complementariedad, surgido en el contexto del diseño de reservas (Pressey *et al.*, 1993). La idea es la siguiente: si tenemos una región (o paisaje) con una alta diversidad beta (es decir, que la composición de especies de los distintos sitios que forman ese paisaje es diferente), la complementariedad de los sitios es alta, por lo que se necesita toda una serie de reservas para proteger un alto porcentaje de las especies. No basta en estos casos con establecer una única reserva por excelente que sea el sitio elegido.

En varios estudios empíricos realizados para otras regiones, se había encontrado que, por lo regular, existía una correlación entre la diversidad gamma, la diversidad alfa y la diversidad beta (Ricklefs y Schluter, 1993). En otras palabras, una región contaba con una gran diversidad gamma, como consecuencia de que los otros niveles eran particularmente altos. Un ejemplo sobresaliente es el de la flora del Cabo de Buena Esperanza en el Sur de África y bajo clima de tipo mediterráneo. Esta flora es una de las más ricas del planeta como resultado de tener una elevada diversidad alfa y un alto recambio de especies entre los sitios, es decir, una elevada diversidad beta (Cowling, 1990). Ya que los patrones de diversidad alfa y la diversidad beta pueden diferir entre sí y responden a variables distintas ambientales, entendiendo la diversidad beta se pueden obtener criterios de conservación que complementen a los que se basan en la diversidad alfa. Estos últimos, junto con criterios como endemidad, rareza, y grado de amenaza, son los que han imperado en la toma de decisiones (Bibby *et al.*, 1992). Pero, cada vez resulta mas claro que la conservación de la biodiversidad requiere de un planteamiento a una escala mayor, que incorpore la diversidad beta.

Volvamos ahora al caso de los ecosistemas mediterráneos. En muchos momentos de la historia, la influencia de los pobladores de la Cuenca Mediterránea sobre la biodiversidad ha sido positiva. Por ejemplo, existen evidencias arqueológicas de que, durante la Edad de Bronce, ya había comunidades locales en la Península Ibérica que explotaban un amplio abanico de recursos procedentes de los bosques, pastizales y zonas intermedias (ecotonos). Estas comunidades se gobernaban a sí mismas manteniendo un complejo sistema de usos que permitía, por un lado, sostener la diversidad biológica y paisajística necesarias para la supervivencia y, por otro, tamponar los posibles efectos negativos de sequías, plagas u otros desastres naturales (di Pasquale *et al.*, 2004). El proceso de centuriación desarrollado por los agrimensores romanos contribuyó a la expansión de otro estilo de usos basado también en la generación de paisajes diversos que proporcionan una amplia variedad de recursos. Nos estamos refiriendo al sistema de explotación conocido como *ager-saltus-silva* (cultivo-pasto-bosque) que se generalizó por toda la Cuenca Mediterránea, con variantes que respondían a las distintas condiciones ambientales de cada región. Una característica de este sistema es que los diferentes usos no se solapaban espacialmente, de modo que cada lugar tenía asignada una finalidad productiva diferenciada (Fig. 1). Formas de explotación similares se siguen manteniendo con pocos cambios a lo largo del Mediterráneo. El modo de explotación del que nos ocupamos aquí, la dehesa, es una alternativa posterior que, aunque comparte con el sistema romano el estar basada en un aprovechamiento diversificado del paisaje, se diferencia de aquél por permitir un importante solapamiento entre usos diferentes. El bosque primitivo, el sistema de explotación cultivo-pasto-bosque y la dehesa tienen grandes diferencias en la diversidad que albergan, pero sobre todo cuando esta diversidad se desglosa en los componentes alfa, beta y gamma, es decir, cuando la diversidad se analiza desde el nivel local al regional (Fig. 1). Mientras el bosque primitivo se caracteriza por elevados niveles de diversidad local, los sistemas mas influidos por las actividades huma-

Figura 1.- La diversidad biológica de los sistemas mediterráneos ha estado siempre afectada por las actividades humanas. Teniendo en cuenta el tipo de gestión del territorio y la escala de la diversidad en que nos fijemos, podemos ver como existe una compleja casuística: en sistemas forestales sin intervenir (e. g., bosque primitivo) la diversidad local (α) es muy alta, pero la diversidad entre habitats (β) es baja. En sistemas en mosaico, como el cultivo-pasto-bosque (ager-saltus-silva) tan característico de los romanos, la situación es la contraria, mientras que en las dehesas donde los distintos usos se solapan espacialmente la diversidad local es muy alta, al igual que la regional (γ), pero la diversidad entre hábitats es muy baja. Esto tiene profundas implicaciones, no sólo en nuestra comprensión ecológica de los sistemas mediterráneos, sino también en la selección del protocolo de inventariado y conservación de la diversidad biológica, ya que las escalas espaciales de estudio y protección difieren notablemente en cada caso.



nas incrementan la diversidad entre sistemas y la diversidad regional (Blondel y Aronson, 1999). Esto cuestiona los criterios de conservación de ciertas áreas protegidas en el entorno mediterráneo, donde lo que se plantea es el cese total de la intervención humana y el abandono de los usos tradicionales de los montes y bosques.

Los sistemas adehesados

Los bosques adehesados con árboles del género *Quercus*, principalmente encina, alcornoque y ocasionalmente roble melojo (*Q. pyrenaica*) o quejigo andaluz,

son un paradigma de ecosistema mediterráneo cuya existencia es el resultado de una profunda intervención humana. Las dehesas son sistemas seminaturales en los que el arbolado es, en gran parte, un vestigio de los densos bosques y matorrales anteriores al aprovechamiento, lo que ha dado lugar a la denominación de sabanas mediterráneas o, mas irónicamente, "árboles sin bosque" (Grove y Rackham, 2001). Las dehesas son, en general, fincas relativamente extensas con recursos muy variados, cuya estrategia de gestión ha tratado de conservar la potencialidad productiva del territorio (Puerto, 1997). La finalidad principal de las dehesas es proporcionar pasto para el ganado ovino entre el otoño y la primavera, aunque en ellas se desarrollan otros usos que permiten obtener diferentes recursos a lo largo del año. Esta diversificación de los aprovechamientos está muy ligada a la estructura del sistema, consistente en un estrato arbóreo, con una densidad media de unos 60 árboles/ha, y otro herbáceo. Los árboles son usados para la producción de leña y carbón vegetal, así como de corcho en los lugares donde predomina el alcornoque, y también para la alimentación de cerdos ibéricos en régimen de montanera (Herrera, 2004). En la dehesa se practica la roturación itinerante del terreno, bien para frenar la tendencia natural al avance del matorral, o bien para sembrar cultivos forrajeros. En ella desde siempre ha habido alguna ganadería de vacuno, la cual se ha hecho predominante en la actualidad, llegando a mantener más de millón y medio de cabezas, muchas de ellas pertenecientes a razas autóctonas. En general, la distribución de las dehesas coincide con la de los suelos ácidos poco profundos y pobres. El escaso interés de estos suelos para la agricultura favoreció la proliferación de las dehesas a partir de la Edad Media, probablemente como un efecto colateral de la expansión del pastoreo de las ovejas merinas trashumantes, que aprovechan estos pastos entre el otoño y la primavera, y los de la Montaña Cantábrica en verano (Puerto, 1997). Buena parte de la dinámica de la dehesa está organizada en torno a los árboles aislados que dan carácter al paisaje, recordando en cierta medida a las sabanas africanas. Los árboles modifican el régimen de radiación, temperaturas, precipitaciones y vientos bajo su copa, originando un microclima más suavizado (Joffre *et al.*, 1999). Además, su potente sistema de raíces bombea agua y nutrientes desde las zonas profundas del suelo hasta las hojas. A su vez, las hojas devuelven los nutrientes al suelo cuando caen, haciéndolos disponibles para la hierba. El resultado es el establecimiento en la base del árbol de unas comunidades herbáceas que se diferencian en su composición y fisonomía de las que se localizan en las zonas abiertas.

El funcionamiento de la dehesa también está muy condicionado por el trasiego de materiales que ocurre en las laderas. Las posiciones topográficas elevadas actúan como zonas de exportación de agua, minerales y materia orgánica hacia las zonas bajas, que acumulan así mayor humedad y nutrientes en el suelo (Díaz Pineda y Peco, 1988). Esto determina una distribución heterogénea de la fertilidad y condiciona una diferente potencialidad de producción entre ambas posiciones. Pero el comportamiento del ganado y de la fauna silvestre modifica esta situación ideal, induciendo un cambio de sentido en la vectorialidad de las laderas (Díaz Pineda y Peco, 1988). Los animales buscan para su descanso lugares elevados, bien venteados

y frescos en verano, y prefieren lugares de monte denso que les protejan de las inclemencias meteorológicas en invierno. Además, estos enclaves con abundante matorral son preferidos para la nidificación de numerosas aves, y como parideros por los herbívoros. En conjunto, todo ello supone un transporte a “contracorriente”, por el cual parte de los nutrientes acumulados en las zonas bajas retorna a las posiciones más elevadas gracias a las deposiciones de los animales. A esta trayectoria inversa hemos de sumar la mayor proporción de hojarasca de árboles y matorrales que se deposita en los lugares elevados, en los que el monte suele hacerse más denso, con lo que se logra que apreciables cantidades de nutrientes fertilicen toda la ladera en su retorno a las hondonadas. En definitiva, estas restituciones contribuyen a ralentizar las pérdidas de nutrientes hacia las zonas bajas; si bien algunas prácticas de manejo, como el esparcimiento de estiércol, la colocación de rediles o la disposición de comederos en zonas altas, pueden hacer más efectivo el retorno de fertilidad a los lugares elevados (Díaz *et al.*, 2001, 2003; Linares-Lujan y Zapata-Blanco, 2003; Pulido y Díaz, 2001).

La gestión de los pastizales también resulta clave para el funcionamiento de la dehesa, en particular las labores asociadas al mantenimiento de los pastizales, como el control de la proliferación del matorral mediante talas, roturaciones periódicas o incendios controlados. Estas actividades permiten alterar el proceso natural de la sucesión y reducir así la superficie de terreno cubierta por el matorral, favoreciendo con ello la aparición de un mosaico de comunidades vegetales con distinto grado de madurez ecológica, e incrementando la diversidad del ecosistema (Joffre *et al.*, 1999).

La intrincada mezcla de árboles, arbustos y pastizales que caracteriza a la dehesa contribuye a que en ella se concentren especies asociadas a tipos de hábitats muy diferentes, haciendo que su diversidad llegue a ser mayor que en bosques, cultivos o pastizales desarbolados adyacentes (Díaz *et al.*, 2001, 2003). Los bosques mediterráneos en su estado natural presentan una elevada diversidad biológica y esta diversidad tiende a aumentar cuando son explotados para formar dehesas arboladas. Esta tendencia se observa en distintos tipos de organismos, desde las plantas hasta las aves, y en un amplio rango de escalas espaciales. La riqueza de especies de las dehesas ha sido tradicionalmente explicada por la mezcla de varios tipos de hábitat distintos que permite la coexistencia espacial de elementos faunísticos y florísticos forestales asociados al arbolado y al matorral, y de elementos propios de zonas abiertas, asociados a los pastizales y cultivos. Por ejemplo, la riqueza de especies de plantas herbáceas es, en promedio, menor bajo las copas de los árboles que fuera de ellos, pero las especies presentes son distintas bajo la copa y fuera de ella, por lo que la riqueza de especies a nivel de la parcela adhesionada es grande (Marañón, 1986). Más aún, no hay duda de que la dehesa es un ecosistema clave para la conservación de la biodiversidad en el Mediterráneo, del que dependen especies amenazadas, como el lince ibérico (*Lynx pardina*), el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), el alcaudón común (*Lanius senator*), el buitre negro (*Aegypius monachus*) o la cigüeña negra (*Ciconia nigra*), así como una larga lista de aves migratorias que la utilizan como lugar de paso o invernada (grulla común *Grus grus*, paloma torcaz *Columba*

palumbus, avefría *Vanellus vanellus*, y diversas especies de zorzales y passeriformes frugívoros). La dehesa es también un hábitat idóneo para muchas razas autóctonas de ganado, y para numerosas especies de interés cinegético, como el ciervo (*Cervus elaphus*), el gamo (*Dama dama*), la perdiz roja (*Alectoris rufa*) o el conejo (*Oryctolagus cuniculus*) (Díaz *et al.*, 2001, 2003).

La conservación de este patrimonio biológico pasa por identificar y documentar los problemas que pueden comprometer el futuro de las dehesas. Por ejemplo, la reconversión de las cabañas ganaderas de muchas dehesas españolas, antaño de ovejas y ahora principalmente de vacas, está provocando cambios en las comunidades de pastizal que pueden tener graves consecuencias para la biota. La eliminación del matorral, realizada tradicionalmente mediante siega manual o cadenas giratorias, se hace hoy roturando el terreno con maquinaria pesada, lo que altera notablemente el suelo. El resultado de estos y otros cambios del manejo de las dehesas es una simplificación del ecosistema que supone la pérdida de calidad de los pastos, y la degradación o, incluso, desaparición de comunidades vegetales con una importancia destacada en sistemas ganaderos, como es el caso de los majadales. De otro lado, la emigración rural, con el consiguiente abandono de muchas explotaciones ganaderas, está conduciendo a la pérdida de grandes superficies de pastizales en nuestro país. En concreto, a partir de los años cincuenta se inició un proceso de decadencia comercial de la dehesa asociado al encarecimiento de la mano de obra y a la pérdida de valor comercial de los productos tradicionales (Valladares, 2004a). Por ejemplo, los derivados del cerdo ibérico se vieron perjudicados por la expansión de la peste porcina africana, y el carbón vegetal comenzó a ser sustituido por otras fuentes de energía, como el gas o la electricidad. Como consecuencia, grandes extensiones de dehesa fueron transformadas en explotaciones consideradas más rentables, como regadíos o cultivos forestales, aunque esta tendencia ha comenzado a remitir en la actualidad (Campos-Palacín, 1984; Díaz *et al.*, 2001, 2003; Linares-Lujan y Zapata-Blanco, 2003; Pulido y Díaz, 2001).

Estudios recientes han revelado otro hecho preocupante: la falta de regeneración natural del arbolado en la dehesa, un fenómeno muy ligado a factores naturales (Pulido *et al.*, 2001). En concreto, la actividad de insectos y vertebrados herbívoros silvestres y domésticos hace que sólo una mínima proporción de las bellotas producidas anualmente llegue a germinar. Los árboles jóvenes también son afectados y, además, sufren pérdidas debidas a las sequías y al labrado de la tierra. La consecuencia es que el desarrollo de los árboles jóvenes en estos ecosistemas es muy excepcional, lo que condiciona el aspecto de la población arbórea, con individuos de gran tamaño dispersos por un pastizal en el que emergen algunas matas brotando de sus raíces. Tal estructura de edades puede significar que los árboles actuales no tendrán reemplazo tras su muerte, lo que puede derivar en una disminución de la densidad del arbolado o, en el caso extremo, en la reducción del territorio cubierto por dehesas. Para evitarlo, es posible que haya que fomentar prácticas tales como abandonos periódicos o exclusiones selectivas del ganado. Es evidente que éste y otros objetivos encaminados a la conservación de las dehesas (y de su biodiversidad asociada) re-

quieren esclarecer de forma precisa los efectos de los distintos usos en su funcionamiento. Ello sólo puede hacerse mediante un apoyo más decidido a las investigaciones que persiguen profundizar en el conocimiento de la complejidad de nuestros pastos y de la cultura que los ha generado (Valladares, 2004a).

La fauna

Mucho se ha escrito sobre el bosque mediterráneo, pero nuestro conocimiento está sesgado hacia el componente vegetal. Aunque existe abundante información sobre especies faunísticas clave o diversos grupos emblemáticos como aves, mamíferos y otros vertebrados, la visión ecológica del componente animal de los ecosistemas mediterráneos ha generado menos atención. Se cuenta con información, no obstante, sobre los efectos de la notable fragmentación del territorio en la dinámica de las poblaciones animales (Tellería, 2004). En cuanto a gradientes y procesos que explican cambios en la diversidad regional y local, se sabe, por ejemplo, que en el caso de las aves nidificantes las especies características de las dehesas más abiertas no son sustituidas por especies forestales a medida que aumenta la cobertura de arbolado, sino que se añaden a ellas (Díaz *et al.*, 2001, 2003). La riqueza de mamíferos aumenta en las dehesas con matorral, mientras que aves y oligoquetos presentan más especies cuando no hay matorral, por lo que la mezcla de distintos tipos de vegetación y de usos del suelo dentro de una misma finca permite la coexistencia de grupos de organismos propios de hábitats contrastados y, consiguientemente, la diversidad biológica global del sistema aumenta (Díaz *et al.*, 2001, 2003).

Un aspecto alarmante relativo a la fauna mediterránea, particularmente en lo referente a los grandes mamíferos y ciertos grupos de aves, es el delicado estado de las poblaciones, pequeñas y fragmentadas, y, por tanto, de escasa viabilidad a largo plazo si no se invierte la tendencia histórica (Camprodon y Plana, 2001). Mientras en los encinares del Norte de la cuenca mediterránea se han enrarecido, o llegado a extinguir localmente, especies como el linco, el lobo (*Canis lupus*), el oso (*Ursus arctor*), el quebrantahuesos (*Gypaetus barbatus*) o la grulla damisela (*Anthropoides virgo*), en el norte de África hemos presenciado la desaparición, en los últimos años, de muchas de las “fieras salvajes” de las que hablaban, no sólo los romanos, sino también los pueblos árabes del segundo milenio de nuestra era y aún numerosos naturalistas de los siglos XIX y XX. Existe constancia reciente de la presencia de leones (*Panthera leo*), leopardos (*Panthera pardus*) y numerosas rapaces, que junto a gacelas y muflones, ya no están en los ecosistemas mediterráneos africanos (Charco, 1999). Y la preocupación se justifica, no sólo por la propia pérdida de biodiversidad que la desaparición de especies animales genera directamente, sino por toda una serie de efectos indirectos que la desaparición de la fauna causa en el ecosistema. Tal como mantiene Díaz (2004), la fauna no es un simple adorno, si no que contiene numerosos elementos clave en el funcionamiento de los ecosistemas, elementos como polinizadores, dispersores, reguladores de poblaciones, etc., sin los cuales numerosas especies vegetales no pueden mantener poblaciones estables. Tal es el caso, por

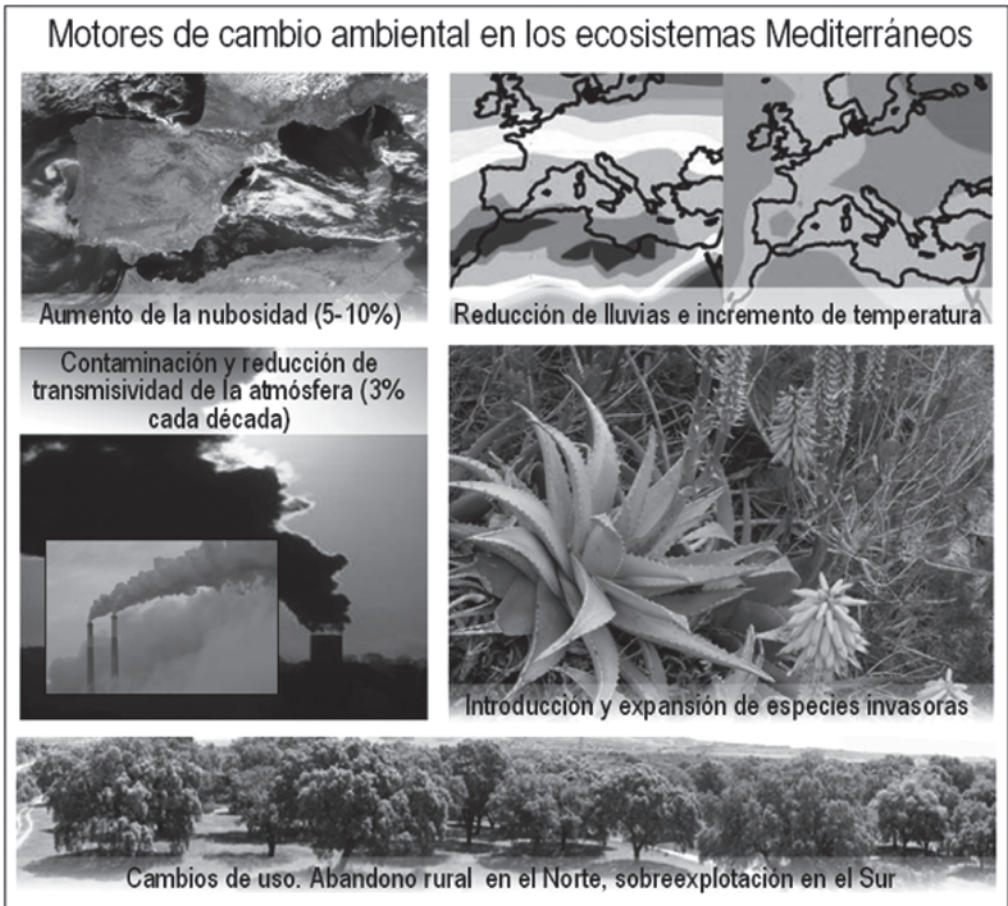
ejemplo, de la propia encina, en la que existe evidencia sobre el crucial papel de la dispersión de bellotas por aves y roedores, sin la cual, la reproducción sexual de la especie es prácticamente nula (Díaz, 2004).

Amenazas

Actualmente se considera que existen cinco motores principales de cambio ambiental, siendo el cambio de uso del territorio y el cambio climático los que mayor impacto tienen sobre la biodiversidad a nivel global (Sala *et al.*, 2000). Lógicamente, la importancia relativa de estos motores de cambio varía con el ecosistema y, así, mientras en ciertas zonas mediterráneas las especies exóticas naturalizadas y de carácter invasor son la principal amenaza para la biodiversidad, los cambios de uso lo son en ríos y lagos, la contaminación por compuestos de nitrógeno y fósforo lo son en los ecosistemas templados del hemisferio Norte y el cambio climático es el principal motor de cambio en zonas polares y subpolares de ambos hemisferios. Los ecosistemas mediterráneos están sometidos a los cinco motores principales de cambio ambiental que quedan englobados en el concepto de cambio global (cambio climático, alteración del hábitat, contaminación, intercambio biótico y sobreexplotación), si bien no todos ellos son igual de importantes para estos ecosistemas. Destacan, en orden de importancia, el cambio climático, la introducción y expansión de especies invasoras y la alteración del hábitat (Sala *et al.*, 2000a). Existen notables diferencias en la importancia de alguno de estos motores de cambio entre las zonas Sur y Norte de la Cuenca Mediterránea ya que, mientras en la primera predomina la sobreexplotación de los recursos, asociada con problemas erosivos graves, en la segunda va siendo cada vez más importante el abandono de los usos tradicionales, lo cual lleva asociados cambios muy significativos en la funcionalidad y diversidad de los ecosistemas (Fig. 2).

Los países mediterráneos han sufrido menos el problema de la lluvia ácida que otros países templados. Incluso cuando las emisiones de SO₂ son muy importantes, el carácter básico de la mayoría de los suelos y la frecuente recepción de lluvias rojas (polvo del desierto del Sahara), neutralizan las entradas de hidrogeniones. Sin embargo, hay muchos motivos de preocupación por el bosque mediterráneo (Terradas, 1997). El abandono del medio rural, el aumento de las actividades con riesgo de incendio, y la evolución del clima se hallan entre las causas probables de aumento de la frecuencia de incendios naturales y de la severidad de sus efectos, sobre todo en las costas del Norte del Mediterráneo. El alto riesgo de incendios en las áreas de clima mediterráneo puede estar creciendo debido a los cambios ambientales, tanto socioeconómicos como meteorológicos. El abandono rural produce la expansión de los bosques sobre antiguos cultivos y, globalmente, supone un incremento de la carga de combustible en la mayoría de los bosques. Por otro lado, un análisis de la evolución del riesgo meteorológico de incendios indica un marcado incremento en el número de días con alto riesgo durante el siglo actual (Terradas, 1996).

Figura 2.- Los ecosistemas mediterráneos están sometidos a los cinco motores principales de cambio ambiental que quedan englobados en el concepto de cambio global (cambio climático, alteración del hábitat, contaminación, intercambio biótico y sobreexplotación). No todos ellos son igual de importantes para estos ecosistemas. Destacan, en orden de importancia, el cambio climático (que traerá menos lluvias, como indican las zonas sombreadas oscuras del mapa del centro arriba, y un incremento de las temperaturas, como se ve para todo el área en el mapa de la derecha arriba; extraídos del tercer informe del IPCC), la introducción y expansión de especies invasoras y la alteración del hábitat. Existen notables diferencias en la importancia de alguno de estos motores de cambio entre la zona Sur y la Norte de la Cuenca Mediterránea ya que, mientras en la primera predomina la sobreexplotación de los recursos, asociada con problemas erosivos graves, en la segunda va siendo cada vez mas importante el abandono de los usos tradicionales, que lleva asociado cambios muy significativos en la funcionalidad y diversidad de los ecosistemas.



El hecho de que la mayoría de los bosques mediterráneos produzca pocos beneficios es el principal inconveniente para emplear técnicas de prevención y conservación eficaces. La lucha contra el fuego requiere altas inversiones en equipos y podría ser, de hecho, una estrategia que favoreciera incendios cada vez más grandes. La

falta de prevención causa una acumulación de combustible, de tal forma que, en realidad, se aplazan, y cuando suceden, son más intensos y producen efectos severos en grandes superficies. Y aunque sólo en parte se comprenden las consecuencias ecológicas del fuego, una sinergia con la evolución del clima podría producir un profundo cambio en el paisaje hacia formaciones subdesérticas.

En las costas del Sur del Mediterráneo el escenario es muy diferente, ya que la explosión demográfica no está sólo centrada en zonas urbanas, sino que afecta al medio rural. Los árboles se cortan rápidamente en las áreas de montaña y la deforestación está acelerando la erosión y la desertificación (se pierde una mayor cantidad de agua como escorrentía superficial instantánea) allí donde el ganado imposibilita la regeneración del bosque. El descenso de la superficie forestal en El Magreb, por ejemplo, constituye un problema cuyas consecuencias ambientales pueden ser catastróficas (Terradas, 1997; Charco, 1999).

Los múltiples efectos del cambio climático

El clima cambia y a nadie con una perspectiva geológica o histórica debería sorprender, ya que el planeta nunca ha permanecido con el mismo clima más allá de unos pocos siglos. Lo que nos preocupa ahora es la tasa y el sentido de este cambio climático. Y los escenarios sobre el clima que tendremos en nuestras latitudes no son nada alentadores. En general, el calentamiento global irá asociado con una mayor frecuencia de eventos extremos (e. g., olas de calor y de frío, inundaciones) y una elevación sustancial del nivel del mar. Para el caso de la Península Ibérica, la combinación de mayores temperaturas y menor precipitación dará lugar a una mayor aridez, posiblemente acrecentada por una mayor demanda de agua por parte de la población local. No obstante, existe una horquilla de probabilidad para cada suceso y todo un abanico de escenarios, y no son todos iguales de catastróficos. En buena medida, el que lo sean o no dependerá de lo que hagamos en las próximas décadas. Si las emisiones de CO₂ se mantienen altas, por ejemplo, el incremento térmico previsible para el final del siglo XXI en algunos puntos de la Península Ibérica podría superar los seis grados centígrados respecto al del periodo 1961-1990. Pero este escenario tan extremo no es muy probable, ya que existen numerosas iniciativas que pretenden cambiar nuestra política de emisiones de CO₂. Aún así, un incremento de "sólo" cuatro grados centígrados en la temperatura media de la atmósfera podría bastar para que las latitudes medias y altas del hemisferio templado entraran en una glaciación debido a la alteración de la corriente termohalina del océano Atlántico, que actúa como cinta transportadora de calor hacia latitudes y regiones como las del Reino Unido y Escandinavia. Por pequeño que nos parezca un cambio ambiental (e. g., unos grados más de temperatura media, un ligero cambio en el volumen de agua embalsada, un cambio moderado en el albedo o reflexión de la luz solar por cambios en el uso del suelo), es preciso estimar y valorar correctamente los efectos en cascada que puedan derivarse y que, con frecuencia, amplifican el impacto de este cambio ambiental, en apariencia modesto.

Los análisis climáticos revelan cambios significativos a niveles, tanto globales, como locales. Los informes del panel intergubernamental de cambio climático (IPCC, 2001) y el informe de la agencia europea de medio ambiente (EEA, 2004), así como los informes nacionales (Ministerio de Medio Ambiente, 2004) y autonómicos (Generalitat de Catalunya, 2005), no dejan lugar a dudas: la tierra se calienta, y este calentamiento es atribuible a la emisión de gases con efecto invernadero. Se ha pasado de una concentración atmosférica de CO₂ de 280 ppm a las 375 ppm de 2003, el nivel más alto en los últimos 500.000 años. En los últimos 100 años, la temperatura global del aire de la Tierra ha subido 0,7° C y, en Europa, este valor es de 0,95° C. Como consecuencia de ello, los glaciares, la cobertura nival y la extensión de los mares helados esta disminuyendo con rapidez. Entre 1850 y 1980 los glaciares de los Alpes se han reducido a 1/3 de su superficie inicial. El nivel del mar en Europa está subiendo entre 0,8 y 3,0 mm/año, dependiendo de la cuenca y del mar en concreto, y se espera que esta tasa de elevación se multiplique, al menos, por dos durante el siglo XXI. En las últimas décadas, Europa del Norte y del centro han recibido mas lluvia de lo habitual, mientras que, en el Sur y Sureste de Europa, la lluvia ha sido significativamente mas escasa. Se ha incrementado la frecuencia e intensidad de los eventos extremos (inundaciones, sequías, así como olas de calor y de frío).

Durante el siglo XX, y particularmente desde la década de 1970, las temperaturas en España han aumentado de forma general, con una magnitud algo superior a la media global del planeta (Castro *et al.*, 2004). Este aumento ha sido más acusado en invierno. Las precipitaciones durante este periodo han tendido a disminuir, sobre todo en la parte meridional y Canarias, lo cual se corresponde con un aumento en el índice de la NAO (Oscilación del Atlántico Norte). No obstante, es preciso manejar esta información con precaución, dada la alta variabilidad de la precipitación en España. Y esta variabilidad no sólo en la precipitación, sino en todos los rasgos del clima, se prevé que incremente, sobre todo para periodos cortos de tiempo. El índice de la NAO se volverá más profundo y variable, aunque es incierto como esto afectará a regiones como Cataluña que quedan a sotavento de la Península Ibérica (Llebot *et al.*, 2005). Estamos, además, viviendo lo que se denomina un oscurecimiento global, de forma que la radiación que llega a los ecosistemas es un 3% menos cada década, debido a una combinación de factores (contaminación, aerosoles, nubosidad). El 86% de las estaciones meteorológicas del mundo muestran un incremento de la nubosidad, y la cobertura de nubes ha aumentado en un 10% en Estados Unidos de América y un 5% en Europa (Valladares *et al.*, 2004a). Aunque esta nubosidad no significa necesariamente más lluvia, sus efectos sobre el balance radiactivo del planeta y sobre la actividad de la biosfera son muy importantes. Una vez más, los científicos discrepan en los detalles, ya que mientras unos enfatizan los aspectos perjudiciales de este oscurecimiento, otros destacan ciertos aspectos positivos: al disminuir la radiación que llega a la superficie de la tierra, el calentamiento global podría verse ligeramente compensado y, en ciertas zonas áridas, la eficiencia de la fotosíntesis podría aumentar. El que no haya consenso en los detalles, no significa que la información disponible impida afirmar la existencia de un profundo cam-

bio global de importantes repercusiones para los sistemas naturales y para la especie humana.

El cambio climático ha afectado a los ecosistemas terrestres europeos, principalmente en relación con la fenología (ritmos estacionales de los ciclos vitales de las especies) y con la distribución de las especies animales y vegetales. Numerosas especies vegetales han adelantado la producción de hojas, flores y frutos, y un buen número de insectos han sido observados en fechas más tempranas. El calentamiento global ha incrementado en 10 días la duración promedio de la estación de crecimiento entre 1962 y 1995. En apoyo de esta tendencia, la medida del verdor de los ecosistemas mediante imágenes de satélite (una estimación comprobada de la productividad vegetal) ha incrementado en un 12% durante este periodo. No obstante, hay que precisar que este incremento en la duración de la estación de crecimiento no implicaría un incremento real del crecimiento y productividad en los ecosistemas mediterráneos, ya que el calentamiento iría aparejado a una menor disponibilidad de agua (Valladares, 2004a; Valladares *et al.*, 2004b). La migración de diversas especies vegetales termófilas hacia el Norte de Europa ha incrementado la biodiversidad en estas zonas, aunque la biodiversidad ha disminuido o no ha variado en el resto. Muchas especies endémicas de alta montaña se encuentran amenazadas por la migración altitudinal de arbustos y especies más competitivas propias de zonas bajas, y por el hecho de que las temperaturas previstas para las próximas décadas están fuera de sus márgenes de tolerancia. Un aspecto importante del cambio global en los ecosistemas mediterráneos es la creciente importancia de los incendios. Las futuras condiciones, cada vez más cálidas y áridas, junto con el incremento de biomasa y su inflamabilidad debidas al abandono del campo, aumentan la frecuencia e intensidad de los incendios forestales. Los catastróficos incendios sufridos en España y Portugal durante los veranos de 2003 y 2005 parecen apoyar esta tendencia.

Tras este panorama algo desolador queda la pregunta, ¿qué podemos hacer? En primer lugar, ser conscientes de que los ecosistemas humanos han estado durante miles de años influidos por las actividades humanas, pero que, actualmente, esta influencia tiene un ritmo y una dirección que comprometen su persistencia. En segundo lugar, debemos favorecer la acumulación de conocimiento científico que permita identificar tendencias, así como gestionar de forma adaptativa nuestros ecosistemas para mitigar los efectos más negativos del cambio global. Quizás, el aspecto más importante en la investigación en cambio global es la óptica a largo plazo. A nadie se le escapa la gran variabilidad climática que existe, tanto a escala humana o ecológica (años, décadas), como evolutiva (siglos, milenios) y geológica (millones de años), la cual es particularmente característica de los ecosistemas mediterráneos. También es evidente que las presiones socio-económicas sobre el medio ambiente cambian, no sólo con la demografía de la especie humana, sino con sus cambios erráticos o coyunturales en el modo de vida, de forma que en pocos años los destinos turísticos cambian radicalmente, así como las preferencias sobre la vivienda, el consumo de agua o la emisión de CO₂ por habitante, la producción de residuos o la intensidad con la que se reutilizan productos y recursos. Por todo ello, por las gran-

des oscilaciones en las condiciones ambientales y en las presiones que ejerce el ser humano sobre el medio, es imprescindible contar con series temporales largas de parámetros climáticos y ambientales, así como de biodiversidad y procesos ecológicos. Esta búsqueda, apoyo y coordinación de iniciativas de seguimiento a largo plazo ha inspirado la red norteamericana LTER (Long Term Ecological Research), que ha dado lugar a la iniciativa europea ALTER-net y que, en nuestro país, comienza a arrancar con REDOTE, la Red Española de Observaciones Temporales de Ecosistemas. Estas redes de seguimiento que pueden actuar como sistemas de alerta temprana ante cambios severos en el ambiente (e. g., sequías inusuales, extinciones locales) se apoyan en registros pasados que permiten una extrapolación sólida hacia el futuro. Estos registros pueden ser de unas cuantas décadas para el caso de la mayoría de las medidas instrumentales, o bien remontarse a miles o millones de años cuando implican muestras fósiles o análisis químicos o isotópicos que informan de procesos y ambientes que tuvieron lugar en otras eras geológicas. Con estas series temporales largas que se engranan con seguimientos de variables ecosistémicas a tiempo real, y con una política científica sostenida, iremos estando en mejor situación para abordar las distintas escalas de incertidumbre que rodean al cambio global y a sus efectos.

Agradecimientos

Este trabajo se ha inspirado en las fructíferas discusiones establecidas en el seno de la red temática GLOBIMED (www.globimed.net). La financiación para su elaboración proviene de los proyectos del Ministerio de Educación y Ciencia RASINV (CGL2004-04884-C02-02/BOS) y PLASTOFOR (AGL2004-00536/FOR).

Bibliografía

- Arroyo, J.; Carrión, J. S.; Hampe, A. y Jordano, P. (2004). La distribución de las especies a diferentes escalas espacio-temporales. En, Valladares, F. (ed.): *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, pp. 27-68. Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Barbero, M.; Loisel, R. y Quézel, P. (1992). Biogeography, ecology and history of Mediterranean *Quercus ilex* ecosystems. *Vegetatio*, 99-100: 19-34.
- Bibby, C. J.; Collar, N. J.; Crosby, M. J.; Gead, M. J.; Imboden, C.; Johnson, T. H.; Stattersfield, A. J. y Thirgood, S. J. (1992). *Putting Biodiversity on the Map: Priority Areas for Global Conservation*. International Council for Bird Preservation, Cambridge.
- Blondel, J. y Aronson, J. (1995). Biodiversity and ecosystem function in the Mediterranean basin: Human and non-human determinants. En, Davis, G. W. y Richardson, D. M. (ed.): *Mediterranean-Type ecosystems: The function of biodiversity*, pp. 43-105 Springer-Verlag, Berlin.
- Blondel, J. y Aronson, J. (1999). *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press. New York.
- Campos-Palacín, P. (1984). *Economía y Energía en la Dehesa Extremeña*. Instituto de Estudios Agrarios, Pesqueros y Alimentarios. Madrid.

- Camprodon, J. y Plana, E. (2001). *Conservación de la Biodiversidad y Gestión Forestal*. Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Carrión, J. S. (2003). Sobresaltos en el bosque mediterráneo: incidencia de las perturbaciones observables en una escala paleoecológica. *Ecosistemas*, 2003-3. [Http://www.aeet.org/ecosistemas/033/revision1.htm](http://www.aeet.org/ecosistemas/033/revision1.htm).
- Carrión, J. S.; Munuera, M.; Navarro, C. y Sáez, F. (2000). Paleoclimas e historia de la vegetación cuaternaria en España a través del análisis polínico. Viejas falacias y nuevos paradigmas. *Complutum*, 11: 115-142.
- Carrión, J. S.; Yll, E. I.; Walker, M. J.; Legaz, A.; Chaín, C. y López, A. (2003). Glacial refugia of temperate, Mediterranean and Ibero-North African flora in southeastern Spain: new evidence from cave pollen at two Neanderthal man sites. *Global Ecology and Biogeography*, 12: 119-129.
- Castro, M.; Martín-Vide, S. y Alonso, S. (2004). El clima de España: pasado, presente y escenarios de clima para el siglo XXI. En, Moreno, J. M. (ed.): *Evaluación preliminar de los impactos del cambio climático en España*, pp. 1-64. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Charco, J. (1999). *El Bosque Mediterráneo en el Norte de África. Biodiversidad y Lucha contra la Desertificación*. Agencia Española de Cooperación Internacional. Madrid.
- Cody, M. L. (1986). Diversity, rarity, and conservation in Mediterranean climate regions. En, Soulè, M. E. (ed.): *Conservation Biology*, pp. 123-152. Sinauer Associates. Sunderland, Mass.
- Cornell, H. V. y Lawton, J. H. (1992). Species interactions, local and regional processes, and limits to the richness of ecological communities: A theoretical perspective. *Journal of Animal Ecology*, 61: 1-12.
- Costa, M.; Morla, C. y Sainz, H. (eds.) (1998). *Los Bosques de la Península Ibérica. Una Interpretación Geobotánica*. Geoplaneta. Barcelona.
- Cowling, R. M. (1990). Diversity component in a species rich area of the Cape Floristic Region. *Journal of Vegetation Science*, 1: 699-710.
- Di Pasquale, G.; di Martino, P. y Mazzoleni, S. (2004). Forest history in the Mediterranean region. En, Mazzoleni, S.; di Pasquale, G.; Mulligan, M.; di Martino, P. y Rego, F. (eds.): *Recent dynamics of the Mediterranean vegetation and landscape*, pp. 259-279. John Wiley & Sons. Chichester.
- Díaz, M. (2004). Comunidades de aves de las formaciones arbóreas. En, Herrera, C. M. (ed.): *El monte mediterráneo en Andalucía*, pp. 91-103. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.
- Díaz, M.; Pulido, F. y Marañón, T. (2001). Diversidad biológica en los bosques mediterráneos ibéricos: relaciones con el uso humano e importancia para la sostenibilidad de los sistemas adherados. En, Pulido, F.; Campos, P. S. y Montero, G. (ed.): *Beneficios comerciales y ambientales de la repoblación y la regeneración del arbolado del monte mediterráneo*, pp. 269-296. CIFOR-INIA. Madrid.
- Díaz, M.; Pulido, F. J. y Marañón, T. (2003). Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adherados. *Ecosistemas*, 2003-3: <http://www.aeet.org/ecosistemas/033/investigacion4.htm>.
- Díaz Pineda, F. y Peco, B. (1988). Pastizales adherados del área de El Pardo. *Mundo Científico*, 79: 386-395.
- González Rebollar, J. L.; García-Álvarez, A. y Ibáñez, J. J. (1995). A mathematical model for predicting the impact of climate changes on Mediterranean plant landscapes. En, Zewer,

- S.; van Rompaey, R. S. A. R.; Kok, M. T. J. y Berk, M. M. (eds.): *Climate Change Research: Evaluation and Policy Implications*, pp. 757-762. Elsevier. Amsterdam.
- Grove, A. T. y Rackham, O. (2001). *The Nature of Mediterranean Europe. An Ecological History*. Yale University Press. New Haven.
- Guidoto, G.; Regato, P. y Jiménez-Caballero, S. (1986). *The Major Forest Types in the Mediterranean*. WWF Mediterranean Programme Office. Rome.
- Herrera, C. M. (ed.) (2004). *El Monte Mediterráneo en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.
- Joffre, R.; Rambal, S. y Ratte, J. P. (1999). The dehesa system of southern Spain and Portugal as a natural ecosystem mimic. *Agroforestry Systems*, 45: 57-79.
- Linares-Lujan, A. M. y Zapata-Blanco, S. (2003). Una visión panorámica de ocho siglos de la dehesa. En, Pulido, F.; Campos, P. S. y Montero, G. (eds.): *La gestión forestal de las dehesas*, pp. 13-25. Junta de Extremadura, IPROCOR. Badajoz.
- Llebot, J. E.; Sánchez, J. J.; Queralt, A.; Rodó, J. y Roca, J. (2005). *Informe del Cambio Climático en Cataluña: Resumen Ejecutivo*. Generalitat de Catalunya. Barcelona.
- MacArthur, R. H. (1965). Patterns of species diversity. *Biological Review of the Cambridge Philosophical Society*, 40: 510-533.
- Marañón, T. (1986). Plant species richness and canopy effect in the savanna-like "dehesa" of S.W. Spain. *Ecologia Mediterranea*, 12: 131-141.
- Medail, F. y Quezel, P. (1999). Biodiversity hotspots in the Mediterranean basin: Setting global conservation priorities. *Conservation Biology*, 13: 1510-1513.
- Palamarev, E. (1989). Paleobotanical evidences of the Tertiary history and origin of the Mediterranean sclerophyll dendroflora. *Plant Systematics and Evolution*, 162: 93-107.
- Pons, A. y Suc, J. P. (1980). Les témoignages de structures de végétation Méditerranéennes dan le passéé antérieur à l'action de l'home. *Naturae Monspelienis*, HS: 69-78.
- Pressey, R. L.; Humphries, C. J.; Margules, C. R.; Vane-Wright, R. Y. y Williams, P. H. (1993). Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 124-128.
- Puerto, A. (1997). La dehesa. *Investigación y Ciencia*, 253: 66-73.
- Pulido, F. y Díaz, M. (2001). Regeneración del arbolado e integridad de los sistemas adhesados. En, En, Pulido, F.; Campos, P. S. y Montero, G. (ed.): *Beneficios comerciales y ambientales de la repoblación y la regeneración del arbolado del monte mediterráneo*, pp. 33-44. CIFOR-INIA. Madrid.
- Pulido, F. J.; Díaz, M. y de Trucios, S. J. H. (2001). Size structure and regeneration of Spanish holm oak *Quercus ilex* forests and dehesas: effects of agroforestry use on their long-term sustainability. *Forest Ecology and Management*, 146: 1-13.
- Reille, M. y Pons, A. (1992). The ecological significance of sclerophyllous oak forests in the western part of the Mediterranean basin: a note on pollen analytical data. *Vegetatio*, 99-100: 13-17.
- Rice, K. J. y Emery, N. C. (2003). Managing microevolution: restoration in the face of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1: 469-478.
- Ricklefs, R. E. y Schluter, D. (1993). Species diversity: regional and historical influences. En, Ricklefs, R. E. y Schluter, D. (eds.): *Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspectives*, pp. 350-364. The University of Chicago Press. Chicago.
- Sala, O. E.; Chapin, F. S.; Armesto, J. J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L. F.; Jackson, R. B.; Kinzig, A.; Leemans, R.; Lodge, D. M.; Mooney, H. A.; Oesterheld, M.; Poff, N. L.; Sykes, M. T.; Walker, B. H.; Walker, M. y Wall, D. H.

- (2000a). Biodiversity - Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.
- Tellería, J. L. (2004). La consevación del monte mediterráneo en Andalucía: pasado, presente y futuro. En, Herrera, C. M. (ed.): *El monte mediterráneo en Andalucía*, pp. 179-200. Consejería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía). Sevilla.
- Terradas, J. (1996). *Ecología del Foc*. Proa. Barcelona.
- Terradas, J. (1997). Bosques, silvicultura y desafíos ambientales. *Ecosistemas*, 20/21: 8-13.
- Valladares, F. (2004a). El bosque mediterráneo, un sistema antropizado y cambiante. En, Valladares, F. (ed.): *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, pp. 13-26. Organismo Autónomo de parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Valladares, F. (ed.) (2004b). *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Valladares, F.; Aranda, I. y Sánchez-Gómez, D. (2004a). La luz como factor ecológico y evolutivo para las plantas y su interacción con el agua. En, Valladares, F. (ed.): *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*, pp. 335-370. Organismo Autónomo de Parques Nacionales (Ministerio de Medio Ambiente). Madrid.
- Valladares, F.; Peñuelas, J. y Calabuig, E. L. (2004b). Ecosistemas terrestres. En, Moreno, J. M. (ed.): *Evaluación de los impactos del cambio climático en España*, pp. 68-112. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Whittaker, R. H. (1960). Vegetation of the Siskiyou Mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30: 279-338.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21: 213-251.