

CAPÍTULO 18

Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenible del bosque mediterráneo

Miguel Ángel de Zavala, Regino Zamora, Fernando Pulido, Juan A. Blanco,
J. Bosco Imbert, Teodoro Marañón, Federico J. Castillo y Fernando Valladares

Resumen. *Nuevas perspectivas en la conservación, restauración y gestión sostenible del bosque mediterráneo.* Los ecosistemas forestales mediterráneos juegan un papel clave en el funcionamiento de la biosfera y en la preservación de la diversidad biológica. Su uso sostenible y conservación para generaciones futuras son requerimientos ineludibles. La ciencia y técnica forestal es la responsable en toda sociedad moderna del diseño y ejecución de las diversas actuaciones sobre los montes mediante la integración de conocimientos ecológicos y económicos. Al igual que otras disciplinas técnicas, la silvicultura se halla en fase permanente de renovación, debiendo incorporar periódicamente los avances de la ecología y a la par reajustarse a las demandas de la sociedad. En la actualidad, el paradigma de la gestión multifuncional del bosque ha sido reemplazado por el de sostenibilidad, que considera explícitamente aspectos funcionales y estructurales de los ecosistemas tales como la biodiversidad o los ciclos biogeoquímicos, que no estaban recogidos en la gestión multifuncional. La definición y aplicación del concepto de sostenibilidad a la gestión del bosque mediterráneo no está exenta de dificultades debido a la inercia de las prácticas de gestión ya existentes y a la singularidad de nuestros bosques, que dificulta la importación de conceptos y prácticas habituales en otros sistemas forestales. A esto hay que añadir la incertidumbre asociada a los distintos escenarios de cambio global, que nos obliga a llevar a cabo análisis específicos de prospectiva y minimización de riesgos. Los avances en ecología llevados a cabo en nuestro país durante las últimas décadas permiten la formulación de una Silvicultura Mediterránea acorde con los objetivos actuales de sostenibilidad. El desarrollo de estos conceptos relacionados con la gestión forestal sostenible y su puesta en práctica requerirá un esfuerzo por mejorar los mecanismos de transferencia entre investigadores y gestores prácticamente inexistentes en la actualidad. Estos mecanismos deben inspirarse en el modelo de gestión adaptativa debido a las condiciones de cambio permanente que afrontan los ecosistemas y deben apoyarse tanto en trabajos experimentales -con redes de observación temporal e investigación ecológica a largo plazo- como en modelos de diagnóstico que nos permitan evaluar la sostenibilidad de los diferentes usos.

Summary. *New perspectives in conservation, restoration and sustainable management of Mediterranean forests.* Mediterranean forest ecosystems play a critical role

on biosphere functioning and the maintenance of biodiversity. Thus sustainable use and conservation of forest resources are mandatory. Forestry, in any industrialized society the discipline by which ecological and economical knowledge is integrated to effectively design and implement sound forest management practices. Forestry, similarly to other technical disciplines, must be under continuous readjustment in order to incorporate scientific advances and to respond to new societal demands. Over the last decades multi-objective forestry paradigm has shifted towards sustainable forestry, which takes into consideration functional and structural ecosystem components such as biodiversity or biogeochemical cycles not included under multi-objective forestry. The development of an operational definition of sustainability is troublesome given inertia of traditional practices and singularity of Mediterranean forests which preclude the application of methods developed for other forest systems. Moreover, uncertainty derived from global change scenarios requires us to develop specific diagnoses and risk assessment models. Current advances in Spanish ecological research allow us now to address forest management practices specifically suited for Mediterranean ecosystems. Knowledge implementation, however, will require a significant effort to improve current technology transfer mechanisms among scientists and managers. These mechanisms must be embedded into the principles of adaptive management given the permanent change faced by forest ecosystems, and must be based on both experimental - permanent networks and long term monitoring- and modeling studies that allow us to evaluate the consequences of different practices.

1. Introducción

Al igual que otras disciplinas técnicas la ciencia forestal ha seguido a lo largo de su trayectoria un proceso continuado de renovación e incorporación de los avances de otras ciencias de las cuales se nutre, principalmente de la ecología y la economía. Igualmente sus objetivos y planteamientos generales se han ido readaptando a lo largo del tiempo en función de los objetivos que la sociedad demandaba. La visión utilitarista de la naturaleza como recurso inagotable que ha predominado desde el Neolítico la ciencia forestal ha supuesto el desarrollo de técnicas que garantizan la permanencia sostenida del recurso. Paulatinamente los avances técnicos y económicos permitieron optimizar la rentabilidad financiera de los aprovechamientos sin poner en riesgo la permanencia del capital. Así se formuló la selvicultura centroeuropea que aún tiene vigencia en el marco de las explotaciones intensivas. Este marco se fue extendiendo gradualmente al de gestión multifuncional, en la que el bosque debía garantizar la permanencia de varios bienes directos (madera, caza, pesca, pastos, etc) e indirectos (protección frente aludes, espacios recreativos, etc) aun cuando su preservación y optimización simultánea pudieran ser conflictivas. Este principio ha guiado las actuaciones de los servicios forestales en EEUU y Europa hasta hace pocos años y ha generado un cuerpo doctrinal actualmente vigente en el marco de muchos aprovechamientos forestales (Gladstone y Ledig 1990, Madrigal 1994, Serrada 1995).

Durante la década de los 80 y los 90 la visión multifuncional del bosque en EEUU entra en conflicto con la preservación de algunas especies emblemáticas protegidas por la ley de especies amenazadas (Harris 1984, Hunter 1990). Los casos significativos del cárabo moteado (*Strix occidentalis*) o del pico capirotado (*Picoides borealis*) en el Sureste de EEUU que pusieron en jaque a la todopoderosa industria maderera estadounidense fueron en realidad un pretexto para generar un replanteamiento más profundo de la relación sociedad-recursos naturales. En EEUU las nuevas perspectivas del Servicio Forestal debatidas durante la década de los noventa supusieron un giro importante en la visión multifuncional del bosque ante las evidencias científicas que ponían al descubierto conflictos entre gestión y la preservación de los ecosistemas (Westman 1990, Ledig 1992). Un mejor conocimiento de los ciclos biogeoquí-

micos, de la diversidad biológica, de los procesos demográficos y genéticos que operan en los ecosistemas forestales evidenciaron la necesidad de ampliar la visión multifuncional a un concepto más amplio de sostenibilidad que recoge aspectos ecosistémicos no tenidos en cuenta con anterioridad y otros relacionados con el cambio global (Hunter 1990, Lubchenko *et al.* 1998, Noss 2001). Esta fase actual ha dado lugar a interesantes avances técnicos en los que ciertos aspectos ecológicos han sido o están siendo paulatinamente incorporados a los modelos de decisión a diversas escalas, desde la aplicación a técnicas de extracción en el rodal o la planificación integral del paisaje (Noss 1983, Noss 1990, Franklin 1993).

Nuestro país no ha permanecido ajeno a estos cambios internacionales marcados, claro está, por nuestras condiciones diferenciales tanto actuales como históricas (Allué 1988, Montero 1992, Madrigal 1994, López Arias 1998). El bosque mediterráneo es hoy significativamente mejor conocido que hace unas décadas tal como se atestigua en este libro y otras revisiones recientes (Terradas 2001, Zamora y Pugnaire 2001). Algunos de los principios en los que se fundamenta la selvicultura mediterránea pueden hoy ser avalados o reconsiderados en función de estos avances. La capacidad de regeneración natural en función de las condiciones ambientales y las perturbaciones, la regeneración vegetativa, la dispersión, los herbívoros, los incendios, los procesos ecofisiológicos que regulan la supervivencia de los plantones, el impacto de los aprovechamientos sobre la diversidad, los ciclos biogeoquímicos o la variabilidad genética son, entre otros, aspectos que han de ser tenidos necesariamente en cuenta para alcanzar los objetivos de sostenibilidad y rentabilizar las actuaciones forestales (Zavala y Oria de Rueda 1995, Camprodon y Plana 2001). Los convenios internacionales de Helsinki y Lisboa (1998) han supuesto en el plano europeo una ratificación de los criterios de gestión forestal sostenible que son más amplios que los de gestión multifuncional en los que se basaban los modelos de gestión forestal anteriores. La aplicación en España de estos criterios de sostenibilidad a la hora de definir los Planes de ordenación o de gestión de los recursos o espacios naturales no debe ignorar el caudal de información sobre el funcionamiento de los ecosistemas mediterráneos que ha ido acumulándose durante las últimas décadas. Es cierto que la transmisión entre investigadores y gestores es difícil, tanto por la formación académica dispar de unos y otros como por la falta de un marco adecuado en donde esta debe llevarse a cabo. Sin embargo, en ausencia de esta transmisión la gestión corre peligro de transformarse en actuaciones rutinarias que satisfagan ciertos trámites administrativos pero vacías de contenido científico-técnico. Esto a la postre tiene el riesgo de simplemente no satisfacer el objetivo prioritario que es el de la conservación a largo plazo de la estructura y función de los ecosistemas forestales. Igualmente una investigación sin pretensiones de aplicabilidad carece del necesario filtro de la realidad que es la que en última instancia identifica las teorías válidas de las que no lo son y que establece la calidad de la ciencia.

En este capítulo ilustramos de qué manera los avances que se han producido en Ecología en nuestro país pueden ayudar a actualizar los planteamientos de la selvicultura y ordenación del monte mediterráneo. En particular mostramos evidencias acerca de la sostenibilidad de algunas prácticas forestales y de qué manera puede mejorarse la eficacia de las ya existentes. Los casos presentados son sólo algunos ejemplos específicos pero ponen de relieve las dificultades asociadas al establecimiento de definiciones operativas de sostenibilidad que tengan en cuenta los diferentes procesos que tienen lugar a distintos niveles de organización biológica, desde la estabilidad poblacional hasta los ciclos biogeoquímicos. La inclusión paulatina de estos aspectos derivados de la investigación permitirán en conjunción con los gestores definir una selvicultura propiamente mediterránea que atienda a las demandas actuales de la sociedad y a los nuevos riesgos asociados al cambio global.

2. Significado de conservar, restaurar y gestionar el bosque mediterráneo

La conservación y gestión de la naturaleza necesita de una información previa para poder llevarse a la práctica (Bradshaw y Borchers 2000). La información descriptiva (listados de especies, mapas de vegetación, etc.) es fundamental para conocer los valores naturales. Pero para una correcta gestión de los recursos, esa información descriptiva resulta insuficiente. El análisis de los procesos ecológicos y de los mecanismos implicados en dichos procesos es el tipo de información que puede servir al gestor para decidir las medidas más adecuadas en un momento dado para, por ejemplo, regular la carga ganadera, manejar poblaciones de especies en peligro de extinción, determinar el impacto de una especie invasora, controlar a una especie plaga, cuantificar el efecto de la adición masiva de contaminantes o para predecir la dinámica de los procesos ecológicos a medio y largo plazo (Zamora 2002a).

Los ecosistemas mediterráneos tienen unos rasgos climáticos y bióticos muy peculiares que los diferencian netamente de otros. Por tanto, que sea válida una determinada técnica de manejo en Alemania o Canadá no implica que tenga necesariamente la misma validez aquí (Zamora *et al.* 1999). La cuenca mediterránea es una región habitada y manejada por el ser humano desde hace milenios y con una alta densidad de población. Cualquier metro cuadrado de hábitat mediterráneo ha sufrido, directa o indirectamente, el impacto humano, antiguamente a través del hacha o el fuego, actualmente también a través de nuevos elementos, como los contaminantes atmosféricos, agroquímicos, especies invasoras, etc. La gestión de esa naturaleza humanizada necesita llevar a la práctica medidas de manejo, tanto para conservar las especies más amenazadas, como para poner en marcha medidas de restauración ambiental, regular las explotaciones tradicionales (ganaderas, forestales, caza y pesca, etc.), y para mitigar el impacto de las actividades humanas (Pineda 1991, Zamora 2002a).

La gestión sostenible de la naturaleza pretende optimizar su uso de acuerdo con las demandas de la sociedad a la vez que se garantiza en el tiempo la funcionalidad y estructura de los ecosistemas. La práctica de la conservación y gestión se ha sustentado tradicionalmente en la idea de que la naturaleza es un ente estático, que está en equilibrio (“equilibrio de la naturaleza”). La visión estática de la naturaleza es un rasgo cultural de nuestra civilización que entronca con determinadas concepciones filosóficas o religiosas de cómo debería ser el mundo, pero que tiene escasa correspondencia con la realidad. Los ecosistemas son dinámicos y varían en el tiempo según las fluctuaciones ambientales y los mecanismos de respuestas de sus componentes (Levin 1981, Terradas 2001, Zamora 2001).

Ante la escasez de información con demasiada frecuencia se ha caído en el vicio de importar técnicas basadas en experiencias obtenidas en otros países climáticamente distintos al nuestro. El uso a veces indiscriminado de recetas foráneas, con resultados negativos, es lo que ha podido llevar a pensar que, ante el peligro de hacerlo mal, mejor no hacer nada. Esta última opción, que en la práctica equivale a una gestión pasiva de los recursos naturales, también se ha mostrado inadecuada, por lo que la opción más aconsejable es la gestión activa (Naveh 1971, Ruiz de la Torre 1985, Zamora 2002a).

¿Es posible alcanzar un modelo de gestión activa de los recursos naturales? El poder disponer de una abundante información de calidad es, sin duda, esencial, pero puede no ser suficiente cuando se pretende gestionar sistemas naturales que, además de ser muy complejos, son contemplados desde diferentes ópticas, dependiendo de los intereses del colectivo implicado. No conocemos muchas veces las causas de los problemas ambientales, y nos cuesta también concretar con claridad unos objetivos, los cuales muchas veces son contrapuestos. El conjunto de todas estas dificultades complica enormemente la gestión del medio natural, por lo que

los gestores se enfrentan a “problemas perversos” (Rauscher 1999). Este tipo de problemas se caracterizan porque no tienen una formulación sencilla. Cada uno de los agentes implicados puede definirlos a su manera. Los “problemas perversos” no tienen una única solución que pueda ser considerada como correcta o incorrecta, sino que puede ser mejor o peor en función del concepto que tengamos de lo adecuado e inadecuado. Resulta evidente la necesidad de contar con suficiente información de calidad, pero la gestión no puede esperar muchas veces a contar con ella, por lo que en muchas ocasiones hay que tomar decisiones en condiciones de incertidumbre.

En la actualidad existen una variedad de aproximaciones que permiten incorporar procesos ecológicos en la toma de decisiones (ver revisión en Zavala y Oria 1995, Zavala y Burkey 1997). La incorporación de modelos de diagnóstico dentro de un proceso de toma de decisiones permite optimizar nuestras actuaciones en función de los diversos agentes implicados y restricciones, siendo parte esencial de la gestión activa de los recursos naturales (Gómez-Limón 2000, Bonet 2003). En particular, conocimiento y gestión se retroalimentan mutuamente en la gestión adaptativa (Walters y Hilborn 1978, Walters y Holling 1990) para optimizar la rentabilidad de las inversiones (investigación y gestión) y disminuir gradualmente el nivel de riesgo de nuestras actuaciones.

3. La restauración del bosque mediterráneo: la experiencia de reforestaciones experimentales a lo largo de gradientes ambientales

Los bosques de la península Ibérica han sufrido distintos niveles de degradación y explotación humana. Si el nivel de degradación es muy alto, la comunidad vegetal puede haber perdido la posibilidad de recuperarse por sí sola, bien porque el escenario ecológico haya cambiado demasiado (se ha perdido demasiado suelo, los incendios han sido demasiado frecuentes, etc.), bien porque han desaparecido parte de las especies autóctonas y sus formas de resistencia (semillas en el caso de las plantas), y la recolonización natural es muy lenta, o incluso prácticamente imposible por la fragmentación del paisaje, o bien porque lo que ahora tenemos es una comunidad dominada por especies exóticas. El resultado es que la sucesión ecológica está claramente colapsada, no sigue su desarrollo natural, y, lo que es más frecuente, queda paralizada en fases pioneras autosucesionales (Zavala 2003). En estas circunstancias, no puede apelarse a una sucesión ecológica redentora que recupere el ecosistema perdido. Las labores de restauración forestal necesarias deben ir dirigidas a acelerar los mecanismos naturales de sucesión, la re-introducción de especies autóctonas, recuperación de interacciones ecológicas, y en general, de funcionalidad ecosistémica (Zamora 2002b).

En la actualidad las repoblaciones forestales son una actividad esencial en la gestión del monte y suponen una de las principales partidas presupuestarias de las administraciones públicas implicadas. Sin embargo, a pesar de su relevancia y de los medios invertidos, las reforestaciones que se realizan en España sufren numerosas marras como consecuencia fundamentalmente de la sequía estival (García-Salmerón, 1995, Zamora *et al.* 2001, Castro *et al.* 2002). Para combatir este problema se han empleado diversas técnicas con objeto de incrementar la supervivencia de los plantones, tales como la apertura de hoyos de siembra de gran volumen con maquinaria pesada, construcción de microcuencas, utilización de geles en la zona radicular, uso de protectores individuales, etc. (García-Salmerón 1995). No obstante, la utilización de cualquiera de estas técnicas incrementa considerablemente el coste de la repoblación. Muchas de ellas tienen, además, un acusado impacto en el ecosistema, lo que limita su empleo en áreas donde la conservación es prioritaria. La búsqueda de alternativas de reforestación que

garanticen la supervivencia de los plantones con bajo costo y con bajo impacto ambiental es por tanto necesaria para una adecuada gestión de los medios forestales (Rey Benayas 1998, Zamora *et al.* 2001, Gómez-Aparicio *et al.* 2004).

Tradicionalmente se ha considerado a la vegetación arbustiva existente en la zona como una fuente de competencia con el plantón sembrado, por lo que antes de la siembra se procede a su eliminación (García-Salmerón 1995). Esta aproximación está en gran medida basada en la utilización de modelos forestales desarrollados en centro Europa. Sin embargo, un creciente número de evidencias experimentales indican que la proximidad entre plantas puede ser beneficiosa en ambientes dominados por estrés ambiental tales como los mediterráneos (Castro *et al.* 2002, Gómez-Aparicio *et al.*, 2004). En estas condiciones, la supervivencia de plántulas y plantones situados bajo la copa de un matorral pueden aumentar gracias al incremento de la humedad del suelo, disminución de la elevada radiación durante el verano, y la menor temperatura de aire y suelo, lo que en definitiva mejora el estatus hídrico de la planta (Maestre *et al.* 2001, Castro *et al.* 2002). De acuerdo con esto, el uso de matorrales como plantas nodriza que aumenten la tasa de supervivencia de los plantones puede plantearse como una técnica de reforestación que reduzca marras, costos, e impacto en el ecosistema.

Con objeto de desarrollar una técnica de repoblación forestal que reprodujese el patrón natural de regeneración, en el periodo 1997-2001 se llevaron a cabo en Sierra Nevada una serie de experimentos de campo. En total se plantaron más de 18000 plantones de 16 especies arbóreas y arbustivas (ver Tabla 18.1) en 34 parcelas distribuidas a lo largo de un amplio gradiente altitudinal (400-2000 m). En cada parcela, los plantones se colocaron en dos microhábitats, bajo la copa de los arbustos (utilizando siempre las especies más abundantes en cada sitio) y en los espacios abiertos libres de vegetación más próximos (ver Zamora *et al.* 2001, Gómez-Aparicio *et al.* 2004). Los resultados muestran que el uso de matorrales como plantas nodriza incrementó considerablemente la supervivencia de los plantones en relación con la técnica convencional, al tiempo que no disminuyó su crecimiento (ver Fig. 18.1 para una muestra de especies arbóreas). El incremento de la supervivencia se obtuvo además para un amplio rango de condiciones ambientales, de especies nodriza, y de especies repobladas. Ade-

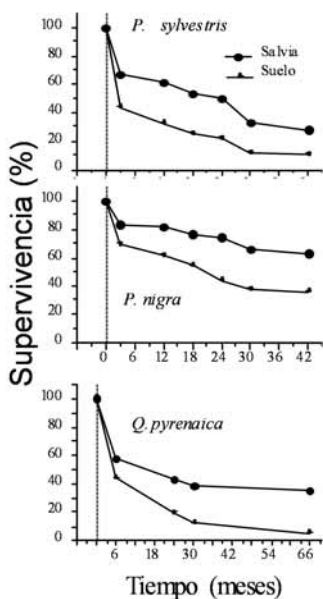


Figura 18.1. Supervivencia de los plantones de *Pinus sylvestris*, *P. nigra* y *Q. pyrenaica* bajo matorral (salvia), en comparación con la supervivencia de los plantados en suelo desnudo, a lo largo del período de seguimiento (cuatro años desde la plantación para *P. sylvestris* y *P. nigra*; seis años para *Q. pyrenaica*). Castro *et al.* 2004b.

TABLA 18. 1

**PLANTAS NODRIZA Y ESPECIES REPOBLADAS USADAS
EN LAS REPOBLACIONES EXPERIMENTALES.**

P. = *Pinus*; Q. = *Quercus*; A. = *Acer*. Gómez-Aparicio *et al.* 2004, Castro *et al.* 2004b

Especie repoblada	
Especie	Grupo funcional
<i>P. sylvestris</i> var. <i>nevadensis</i>	Pinos de montaña
<i>P. nigra</i> ssp. <i>salzmannii</i>	
<i>Q. ilex</i>	Mediterráneas perennes
<i>P. halepensis</i>	
<i>A. opalus</i> ssp. <i>granatense</i>	Caducifolios
<i>Q. pyrenaica</i>	
<i>Q. faginea</i>	
<i>Juniperus oxycedrus</i>	Arbustos
<i>Rhamnus alaternus</i>	
<i>Crataegus monogyna</i>	
<i>Retama sphaerocarpa</i>	
Matorral usado como nodriza	
Especie	Grupo funcional
<i>Salvia lavandulifolia</i>	Matas
<i>Rosmarinus officinalis</i>	
<i>Santolina canescens</i>	
<i>Thymus vulgaris</i>	
<i>Thymus mastichina</i>	
<i>Artemisia campestris</i>	
<i>Festuca</i> sp.	
<i>Prunus ramburii</i>	Matorral caducifolio
<i>Crataegus mongyna</i>	
<i>Berberis hispanica</i>	
<i>Ulex parviflorus</i>	Leguminosas
<i>Genista umbellata</i>	
<i>Adenocarpus decorticans</i>	
<i>Ononis aragonensis</i>	
<i>Genista versicolor</i>	
<i>Cistus monspeliensis</i>	Cistáceas
<i>Cistus albidus</i>	

más, las ventajas de la técnica aumentan con el estrés ambiental, siendo proporcionalmente más relevante en años secos, lo que enfatiza su potencialidad dada la irregularidad de precipitaciones en la región (Gómez-Aparicio *et al.* 2004, ver Capítulo 13).

El uso de matorrales como plantas nodriza surge así como una técnica de reforestación alternativa que, además de incrementar el éxito de la repoblación, presenta ventajas económicas y ecológicas respecto a otras técnicas convencionales. Desde un punto de vista económico supone un ahorro de costos ya que no requiere maquinaria sofisticada ni metodologías o trabajos adicionales para incrementar la supervivencia, reduciendo la necesidad de reposición de marras. Desde un punto de vista ecológico, la técnica minimiza el impacto sobre el ecosistema y, de hecho, imita la sucesión natural desde matorrales pioneros hasta formaciones boscosas. Se reducen por tanto los daños a la flora y fauna de la zona repoblada, así como otros riesgos comunes cuando se emplea maquinaria pesada tales como la erosión del suelo (Castro *et al.* 2004a). Estas ventajas pueden ser especialmente relevantes en áreas protegidas, donde la conservación de especies y ecosistemas es una prioridad.

4. Gestión sostenible del bosque mediterráneo: evidencias desde la ecología

La gestión de las masas ya existentes de manera que se garantice la conservación del recurso (capital), se optimice su rentabilidad y se atienda a restricciones asociadas a externalidades, es la base de la visión multifuncional y ha sido ampliamente aplicada a sistemas mediterráneos específicos dentro de la selvicultura extensiva (Meson y Montoya 1993, Madrigal 1994, San Miguel 1995). El concepto actual de sostenibilidad frente al de multifuncionalidad incorpora como objetivo de gestión aspectos estructurales y funcionales de los ecosistemas no recogidos anteriormente y su aplicación es además de obligado cumplimiento en función de diversos convenios internacionales vinculantes y directrices europeas. La definición de sostenibilidad no está exenta de ambigüedades tanto en el plano teórico como en el operativo y debe considerar los procesos que operan a distintos niveles de organización biológica: desde la población al ecosistema. Así algunos aprovechamientos forestales como la dehesa puede garantizar el mantenimiento de la biodiversidad, pero pueden ser insostenibles desde el punto de vista demográfico, o por el contrario un modelo de gestión puede ser sostenible desde el punto de vista financiero (p.ej. sostenibilidad del recurso o capital "corcho") pero puede empobrecer la diversidad regional de especies, o puede ser sostenible tanto a nivel de la población como de la comunidad pero puede ocasionar pérdidas netas de nutrientes que interfieren a largo plazo con la fertilidad del ecosistema. Los diferentes casos y posibles conflictos existentes sólo han sido abordados para unos pocos sistemas forestales ibéricos (ver ejemplos en Zavala 2004) y su desarrollo detallado para cada sistema forestal y tipo de aprovechamiento es esencial para el desarrollo de una selvicultura mediterránea sostenible.

4.1. Sostenibilidad demográfica: ¿es la dehesa un aprovechamiento sostenible?

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, constituyendo por tanto un subsistema diferenciado al que además se asocian componentes biológicos propios (Díaz *et al.* 2003). La mayor parte de la superficie de las fincas de dehesa presenta la apariencia de un pastizal arbolado con escasa o nula cobertura arbustiva, siendo las situaciones de bosque con matorral denso de carácter minoritario. La observación directa indica que en general las dehesas presentan un arbolado envejecido, en el que desde hace como mínimo algunas décadas la instalación de pies procedentes de semilla no compensa la mortalidad natural o inducida (Montero *et al.* 2000). Los estudios realizados a una escala geográfica suficientemente amplia así lo constatan (Pulido *et al.* 2001, Plieninger 2004). Esta situación es esperable si se contempla la trayectoria histórica de ocupación y uso de la tierra en el área de distribución de las dehesas, que revela intensidades de aprovechamiento muy pronunciadas sólo a partir del siglo XIX (Linares y Zapata, 2003).

Independientemente de la capacidad de regeneración del arbolado en el pasado remoto, se hace necesario evaluar este aspecto bajo el régimen de aprovechamientos moderno, que propicia la intensificación de los usos ganaderos, la mecanización de las prácticas agrícolas, y la intensificación y desatención de las actividades forestales en alcornocales y encinares, respectivamente (Díaz *et al.* 2003). Todas estas tendencias tienen efectos inequívocos negativos sobre la regeneración del arbolado, lo que permite afirmar que la capacidad regenerativa actual es en general nula y que, en consecuencia, la sostenibilidad de los sistemas adehesados está gravemente amenazada (Fig.18.2).

La problemática asociada a la regeneración de las dehesas es conocida en muchas zonas desde el comienzo casi de su existencia, y los tratados forestales relacionados así lo recono-

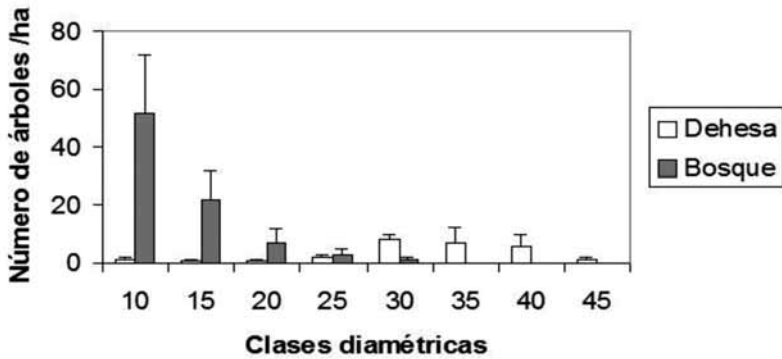


Figura 18.2. Estructuras de tamaños comparadas de bosques de encina de llanura no aclarados (n=10) y dehesas adyacentes (n=10). En el primer caso predominan las clases de edad jóvenes procedentes de una aportación continua de brinzales, mientras que en las dehesas tienden a predominar los pies envejecidos.

cen (Montero *et al.* 2000, entre otros). Con ligeras variaciones, estos autores afirman que la única intervención necesaria para conseguir la regeneración natural de las dehesas es el acotamiento al pastoreo durante periodos variables en función de la especie ganadera implicada y la situación de partida. Esta afirmación se ampara en los numerosos ejemplos de fincas abandonadas o con baja intensidad de pastoreo, donde invariablemente la presencia de brinzales y matas aumenta con el paso de los años. Además, estas observaciones sugieren que, una vez respetados los periodos específicos de acotamiento, la disponibilidad de brinzales a partir de los cuales se formará el arbolado futuro es siempre lo suficientemente amplia (2000-3000 plántulas/hectárea) como para permitir una selección de cara a las primeras labores selvícolas (Montero *et al.* 2000). Siguiendo esta lógica se han recomendado métodos de ordenación basados en exclusiones al pastoreo rotatorias según divisiones de las fincas y se han prescrito plazos de exclusión del pastoreo en las reforestaciones realizadas en la última década.

Aún compartiendo las observaciones anteriores, es preciso resaltar que conducen necesariamente a recomendaciones cualitativas basadas en periodos umbral que pueden ser conservadores o arriesgados según el escenario de que se trate. Aunque la necesidad práctica y la falta de alternativas puede justificar este modo de proceder, la gestión forestal científicamente orientada debe aspirar a estimas cuantitativas apropiadas para la variedad de situaciones en que han de ponerse en práctica, considerando, además de la variación debida a las especies ganaderas, la derivada de la situación de partida en cuanto a tipos de suelo, cabida cubierta y especie forestal.

Desafortunadamente, no conocemos experiencias diseñadas *ad hoc* ni seguimientos a un plazo suficientemente largo (mínimo de 8-10 años) que permitan modelizar la tasa de regeneración esperable en las distintas situaciones. Tampoco se conocen en detalle los mecanismos que operan tras la exclusión del ganado. Así, el aumento resultante en la densidad de matas puede deberse a propagación vegetativa de chirpiales, menor consumo de semillas, mayor tasas de dispersión, mayores tasas de arraigo de plántulas, o a distintas combinaciones de estos factores. Finalmente, y en relación con el incremento de la regeneración, habría que delimitar los efectos de inhibición vs. facilitación del establecimiento y el crecimiento que juegan los matorrales. Así, las evidencias disponibles, muy preliminares, sugieren que el balance entre efectos positivos y negativos depende del contexto ambiental (Rousseau y Lepart 1999, Núñez *et al.* 2003). Por tanto, ni puede generalizarse a la hora de valorar el papel de los matorrales, ni ha de descartarse el uso de técnicas “blandas” de eficacia probada en otras áreas, basadas en la siembra o plantación dirigida bajo arbustos que facilitan el establecimiento.

En el área de distribución de las dehesas existen ya suficientes testimonios de las consecuencias de una gestión incorrecta de la regeneración del arbolado. Ante la cada vez más crítica situación, la silvicultura dispone de varias alternativas, cuya viabilidad técnica e idoneidad varían en función de las situaciones ambientales y de aprovechamiento. Resulta obvio, por un lado, que la restauración de zonas desarboladas o con muy escasa cobertura arbórea sólo es posible mediante repoblación (plantación), al no existir una fuente natural de semillas. Igualmente resulta patente que puede conseguirse la repoblación de zonas arboladas, siempre que exista suficiente potencial para la regeneración natural mediante acotamiento. Además, habría que considerar el caso intermedio de la protección de renuevos allí donde la regeneración está limitada sólo por el ramoneo del ganado. Estas tres alternativas, junto con la menos extendida de la implantación de semillas o plantones dirigida a zonas especialmente favorables, configuran el espectro de técnicas disponibles.

Ante un posible escenario de decidida intervención a favor de la regeneración del arbolado de las dehesas, hay que considerar no sólo la viabilidad técnica y administrativa, sino también los costes y beneficios sociales asociados a la inversión pública en las actuaciones y los efectos asociados a los valores ambientales, respectivamente. El diseño de medidas agroambientales a escala de paisaje que favorezcan la coexistencia de zonas de alta diversidad y nula regeneración con zonas menos diversas pero clave para la regeneración natural se ajusta a los criterios de ordenación (forestal y cinegética) que preconizan la exclusión del pastoreo y/o la matorralización en porciones controladas de las fincas. Desde esta óptica, pues, la alternativa de la regeneración natural se muestra técnicamente viable y ecológicamente deseable, siempre y cuando se disponga de la información necesaria para predecir los resultados del acotamiento.

En cuanto a la repoblación artificial, es evidente que se trata de una técnica que se sustenta en una experiencia dilatada que reduce la incertidumbre en los resultados al facilitar las labores de plantación y mantenimiento. No obstante, y salvo que se repita periódicamente, esta técnica no permite crear una estructura diversificada de edades en el arbolado. Por otra parte, las labores asociadas a la repoblación durante los primeros años son presumiblemente la causa de una disminución en la diversidad, tanto de plantas como de varios grupos animales. Este problema puede hacerse extensivo a las fases posteriores, en que, según experiencias con otros tipos de plantaciones, una estructura homogénea del arbolado disminuiría la capacidad de acogida de ciertos grupos de vertebrados.

4.2. Sostenibilidad y biodiversidad: el caso de los alcornoques

La gestión sostenible del bosque debe incluir el mantenimiento de su biodiversidad, además de ser un mandato general de la Convención sobre la Diversidad Biológica (UNEP 2001). El bosque mediterráneo dominado por *Quercus suber*, el alcornocal, se suele citar como un ejemplo de gestión forestal que mantiene la biodiversidad. Por ejemplo, en 2002 la organización conservacionista WWF (World Wide Fund For Nature) puso en marcha una campaña internacional para consumir vino embotellado con tapones de corcho, como la mejor forma de conservar la biodiversidad del bosque mediterráneo (Petersen 2002).

El valor del corcho como materia prima para los tapones de las botellas de vino fue crucial para la persistencia de muchos de los alcornoques españoles. El auge de la industria taponera a mediados del siglo XIX y la fuerte demanda de corcho, precisamente en un período de deforestación general en España, a causa de la Desamortización, significó la protección de los alcornoques y su puesta en valor (Marañón y Ojeda 1998). Por ejemplo, los primeros planes de ordenación de alcornocal en Cortes de la Frontera (Málaga) datan de 1890 y tenían como objetivo renovar las poblaciones de alcornoque y racionalizar la cosecha del corcho (González *et al.* 1996).

Además de este valor económico reconocido y que en cierto modo ha facilitado su pervivencia, el alcornocal como bosque complejo, heterogéneo y biodiverso tiene valores ecológicos que deben ser tenidos en cuenta en su gestión sostenible. ¿Cómo de diverso es un alcornocal? Por ejemplo, en una superficie de bosque de 0,1 ha (dimensión estándar en muchos estudios de diversidad vegetal) en la Sierra del Aljibe (Cádiz y Málaga) se registraron 66 especies de plantas vasculares (8 de árboles y arbustos arborescentes, 11 de arbustos, 2 de lianas y 45 de herbáceas), además de 12 especies que sólo se encontraron en el banco de semillas del suelo (Díaz-Villa *et al.* 2003). Esta es una diversidad considerable, cuando se compara con otros tipos de vegetación mediterránea. Pero además, el bosque mediterráneo es un mosaico de manchas de bosques de diversos tipos, de matorrales y pastizales. En el mismo ejemplo de la Sierra del Aljibe, un rodal adyacente de quejigar (*Q. canariensis*) tenía 71 especies de plantas vasculares (en 0,1 ha), de las cuales sólo 32 (45%) eran comunes al alcornocal. Por tanto, la diversidad del "alcornocal" es en realidad la diversidad del mosaico del paisaje forestal, que incluye teselas de diferentes tipos de vegetación y diferentes estados de sucesión. El gestor debe tener en cuenta y utilizar esta heterogeneidad espacial y temporal para mantener la biodiversidad.

La combinación entre la producción de corcho y el mantenimiento de la biodiversidad ha quedado reflejada en una de las zonas emblemáticas de bosque mediterráneo en la Península Ibérica, las Sierras del Aljibe y del Campo de Gibraltar, en las provincias de Cádiz y Málaga. Al ser protegidas sus 170,000 hectáreas de bosque en 1989, el nuevo espacio natural fue bautizado con el nombre de Parque Natural Los Alcornocales, un nombre geográfico inventado para la ocasión, pero que quiere rendir homenaje al papel decisivo del *Quercus suber* en la conservación histórica de este bosque.

La gestión sostenible debe por tanto mantener la biodiversidad del bosque. Aunque la extracción del corcho y su puesto en valor ha permitido la existencia de muchos de los alcornocales actuales, las tareas selvícolas asociadas a esta explotación no están exentas de ciertos conflictos con la gestión sostenible del bosque como ecosistema. Las rozas y aclareos forman parte de la silvicultura tradicional del alcornocal, con diversos objetivos. El fin principal es facilitar la extracción del corcho; así la primavera previa a la "saca" se rozan los matorrales que rodean al tronco de cada árbol, dejando limpio lo que se denomina el "ruedo". Otra finalidad de las rozas es reducir el combustible y con ello el riesgo de incendios. Por último, algunos autores defienden que las rozas del matorral aumentan la producción de corcho, al eliminar la competencia por los recursos, aunque existe cierta controversia al respecto y no se cuentan con pruebas concluyentes. En cualquier caso, estas rozas que eran realizadas a mano, localizadas en el espacio (los ruedos) y en el tiempo (cada 9 años), tenían un impacto ecológico bajo sobre el bosque e incluso podían favorecer el mantenimiento de la biodiversidad al generar heterogeneidad.

Sin embargo, en los últimos años se están realizando rozas extensivas de grandes extensiones de bosque, en parte debido a la disponibilidad de subvenciones europeas, que utilizan maquinaria motorizada no siempre fácil de controlar, por ejemplo evitando la corta de brinzales. En estos casos existe un conflicto entre los beneficios directos mencionados anteriormente y los costes ecológicos indirectos, entre los que se pueden destacar los siguientes (véanse referencias en Pérez-Ramos y Marañón 2002): 1) disminución en la adecuación del hábitat para los animales que dispersan las semillas, que generalmente muestran preferencias por matorrales y bosques densos; 2) al reducir la presencia de matorral se disminuye su efecto facilitador sobre la regeneración natural, en particular protegiendo a las plántulas de la desecación y el ramoneo; 3) al reducir la abundancia de matorral favorece el crecimiento de las

plantas herbáceas, que a su vez pueden interferir en el establecimiento de nuevas plántulas de árboles y arbustos; 4) aumento de las oscilaciones de temperatura del aire y del suelo, tanto diarias como estacionales, que pueden afectar a la germinación y supervivencia de las plántulas, favoreciendo unas especies y perjudicando a otras; 5) aumento de la erosión del suelo por efecto de las lluvias, al quedar zonas del bosque desprotegidas por la eliminación del matorral, especialmente grave en laderas con pendiente elevada; y 6) disminución drástica de biomasa vegetal, en particular de frutos y hojas, de una gran variedad de especies arbustivas, que puede tener un efecto negativo en cascada sobre insectos y frugívoros especializados. Para la gestión sostenible del alcornocal es necesario tener en cuenta las prácticas selvícolas que supongan un beneficio para la producción económica (obtención de corcho) con el mínimo impacto ecológico sobre la regeneración y la biodiversidad del bosque.

En un estudio de 48 muestras de alcornocal, en la Sierra del Aljibe (Cádiz y Málaga), se distinguieron tres categorías de edades tras la última roza: recientes (2-3 años), intermedias (6-7 años que viene a coincidir con los turnos de descorche) y antiguas (más de 20 años o sin signos de desbroces). La riqueza de especies leñosas en su fase de plántula fue mayor en las edades intermedias tras las rozas (Fig. 18.3); esta evidencia apoya los modelos teóricos que predicen los máximos de diversidad a niveles intermedios de perturbación. Sin embargo, también interesa mirar la calidad de esta riqueza de especies, pues no todas tienen el mismo valor ecológico. Así, si separamos las especies arbustivas que tienen frutos carnosos y dispersión endozoócora, éstas son más numerosas en las zonas más antiguas o que no se han rozado (Fig. 18.3). Estas especies, como *Viburnum tinus*, *Phillyrea latifolia* o *Rhamnus alaternus* son características del "monte noble" y de estadios sucesionales más avanzados del bosque. Sería por tanto recomendable prescribir un régimen de rozas a intervalos intermedios (entre 5 y 10 años) para favorecer la diversidad, pero también reservar manchas sin rozar que mantengan la máxima diversidad de especies con frutos carnosos.

Otro conflicto general en la gestión sostenible del bosque mediterráneo, y del alcornocal en particular, es la incompatibilidad entre tener una carga elevada de ganado o de animales de

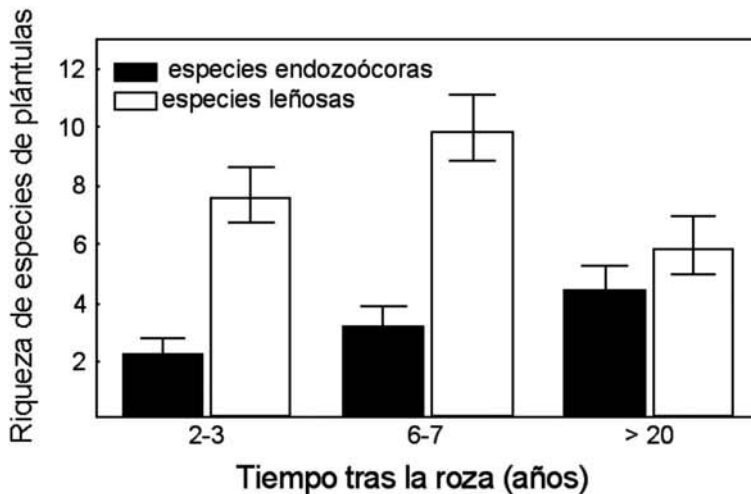


Figura 18.3. Variación en la riqueza de especies leñosas en la fase de plántulas, en 48 áreas de bosque de alcornocal, del Parque Natural de Los Alcornocales, agrupadas según el tiempo transcurrido desde la última roza. Modificado de Jordano et al. (2002).

caza, y favorecer la regeneración natural de las poblaciones de árboles y arbustos, así como evitar la extinción local de las especies muy palatables. Este tema ya se ha tratado en la sección anterior sobre la gestión sostenible de la dehesa.

Por último, también existe un conflicto entre la optimización de la producción de corcho y la gestión sostenible del bosque, en cuanto a mantener su biodiversidad de microfauna. En una gestión tradicional, los árboles viejos y enfermos son poco productores y deben ser eliminados, sin embargo existen iniciativas como las del *Ancient Tree Forum* en Inglaterra (www.woodland-trust.org.uk/ancient-tree-forum) que propugnan la conservación de estos árboles veteranos como un recurso importante para la fauna de invertebrados, además de por su valor como testigos y archivos de la historia ecológica del bosque (Marañón 1999).

La gestión sostenible de los alcornocales, como la de los otros bosques mediterráneos, debe atender por tanto, además de a la producción de beneficios económicos directos en forma de corcho, ganado o caza, al mejoramiento de la regeneración natural de las poblaciones de árboles y arbustos (indispensable para que el bosque siga existiendo como tal), al mantenimiento de la biodiversidad, con especial atención a los organismos propios del bosque, y del funcionamiento del ecosistema.

4.3. Sostenibilidad y ciclos biogeoquímicos: efectos de las claras sobre los ciclos de nutrientes en bosques de pino silvestre

Entre otros objetivos, una práctica forestal debe mantener a largo plazo el capital de nutrientes del bosque para poder ser considerada como sostenible (Blanco *et al.* 2005). Manteniendo las reservas de nutrientes se consigue conservar la fertilidad del lugar. Sin embargo, todas las prácticas forestales pueden afectar en mayor o menor medida los flujos de materia entre los distintos compartimentos del bosque, y alterar a largo plazo las reservas de nutrientes. De forma directa, las claras suponen una retirada de biomasa que conlleva la salida de nutrientes del ecosistema con la madera o en los restos de corta extraídos. En concreto, en España se han descrito salidas debidas a una clara de 140 kg N ha⁻¹ y de 16 kg P ha⁻¹ en bosques de *P. pinaster* (Montero *et al.* 1999) y de 180 kg N ha⁻¹ y 14 kg P ha⁻¹ en pinares de *P. sylvestris* (Blanco *et al.* 2006a). La masa de nutrientes extraída depende de las características propias del bosque, pero puede darse el caso de que la pérdida porcentual de nutrientes sea mayor, dependiendo del porcentaje de área basal extraída (Blanco *et al.* 2006a). Además, el método de aprovechamiento determina de forma fundamental la magnitud de las pérdidas de nutrientes, ya que dejar los restos de corta en el bosque puede reducir en más de un 50% la salida de nutrientes, debido a que las acículas y ramas son los principales sumideros de nutrientes en los pinares (Montero *et al.* 1999, Federer *et al.* 1989, Fisher y Binkley 2000).

Las claras también pueden provocar otros efectos sobre los flujos de nutrientes, que a largo plazo también podrían alterar la fertilidad del pinar. En concreto, la concentración de nutrientes en las hojas verdes puede cambiar debido a esta práctica selvícola. Se ha comprobado un descenso de magnesio tras las claras en *P. sylvestris* (Blanco *et al.* 2009), que puede deberse a un aumento en la fotosíntesis y en la cantidad de carbohidratos en las hojas (Schlesinger 1997). Este resultado es similar al descrito por Santa Regina y Tarazona (1999) en *P. pinaster*, aunque en otros casos se ha observado un aumento en la concentración de nutrientes tras las claras (Carlyle 1988, en *P. radiata*). También la retranslocación podría verse afectada por las claras, y aunque Näsholm (1994) describió un aumento de la retranslocación en *P. sylvestris* tras la actuación selvícola, no parece existir una pauta general, siendo deseable que la investigación profundice en este terreno. En cuanto a la eficiencia en el uso de nutrien-

tes, hemos observado un descenso de la eficiencia de respuesta (nutrient response efficiency) tras las claras (Blanco *et al.* 2009). Los posibles cambios en la retranslocación, junto con el descenso en el desfronde que se producen en los pinares tras las claras (Harrington y Edwards 1999, en *P. palustris*; Blanco *et al.* 2006b, en *P. sylvestris*, Montero *et al.* 1999, en *P. pinaster*, Blanco *et al.* 2008, en *P. sylvestris*) provocan que el aporte de nutrientes desde el dosel arbóreo al suelo forestal se vea alterado, como ha sido comprobado experimentalmente (Klemmedson *et al.* 1990, en *P. ponderosa*; Piatak y Allen 2000, en *P. taeda*). Sin embargo, debe destacarse que el efecto de las claras sobre el descenso del aporte de nutrientes depende del tipo de clara y de la estructura del bosque. Las claras por lo bajo en pinares con árboles claramente dominados eliminan árboles poco productores de hojarasca, por lo que la pérdida porcentual de nutrientes debida al descenso en el desfronde, será menor que el porcentaje de área basal extraída (Blanco *et al.* 2008). Si por el contrario, las diferencias entre los árboles son escasas, es esperable que la corta de árboles provoque un descenso del desfronde similar en porcentaje al descenso de área basal producido por las claras (Blanco *et al.* 2003).

También la descomposición de la hojarasca puede alterarse por causa de las claras. Cuando la temperatura es el principal limitante de la descomposición, la mayor insolación de la hojarasca tras la corta puede provocar una aceleración de la descomposición (Montero *et al.* 1999, en *P. pinaster*, Pérez-Batallón *et al.* 1998, en *P. radiata*). Junto a este efecto, se han descrito casos en los que la descomposición no se ha visto alterada por las claras (Duchesne y Wetzell 1999, en *P. banksiana*; Kim *et al.* 1996, en *P. resinosa*). Sin embargo, es posible que en las condiciones mediterráneas, donde la temperatura no es el principal limitante, las claras alteren la comunidad descomponedora de forma que se produzca una ralentización de la descomposición y por lo tanto una mayor retención de los nutrientes en el suelo forestal, antes de estar disponibles para los árboles (Jacobson *et al.* 2000 y Blanco *et al.* 2003b, en *P. sylvestris*; Hendrickson *et al.* 1980, en *P. resinosa*). Finalmente, los cambios en las reservas de nutrientes en el suelo del pinar debidas a las claras, posiblemente son demasiado lentos para poder ser observados a corto plazo. Para estudiar los efectos a largo plazo se han realizado proyecciones de la evolución de las reservas de nutrientes en bosques de *P. sylvestris* L. del Pirineo navarro sometidos a claras mediante un modelo de simulación (Blanco *et al.* 2004; Blanco *et al.* 2005). El período de rotación utilizado como nivel de comparación es el recomendado por Del Río y Montero (2001). Se ha comprobado que pueden existir intensidades de clara que provoquen un descenso a largo plazo de la reserva de nutrientes (Fig. 18.4), ya que las salidas de nutrientes del ecosistema provocadas por acción humana pueden superar la capacidad de recarga del bosque. A pesar de todo, son necesarios estudios a largo plazo del suelo para comprobar de manera más adecuada los efectos de las claras. En definitiva, las claras pueden influir de múltiples formas sobre los flujos de materia entre los diferentes sumideros de los pinares, que dependen de los condicionantes particulares de cada bosque, por lo que las consecuencias a largo plazo no suelen ser fáciles de describir de forma sencilla.

5. Implicaciones del cambio global para la gestión y conservación de los ecosistemas mediterráneos

Una dificultad importante a la hora de dilucidar los procesos implicados en el cambio global reside en que los cambios son múltiples e interactivos, y muchos de ellos son simultáneamente consecuencia de un cambio y causa de otro cambio. Los efectos del cambio climático, por ejemplo, son con frecuencia difíciles de distinguir de los efectos del cambio de uso del territorio, y estos últimos generan a su vez cambios climáticos a nivel local. El desplazamiento durante las últimas décadas de ciertas comunidades vege-

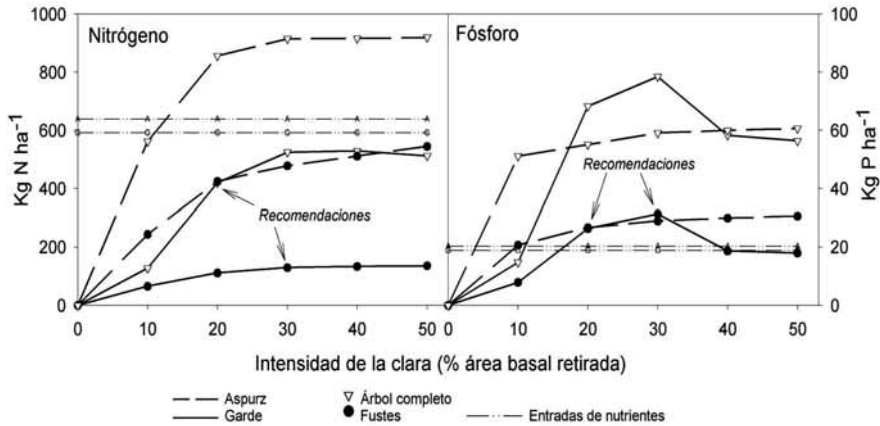


Figura 18.4. Pérdidas potenciales de N (izquierda) y P (derecha) por acción humana (clareo + lavado) en dos bosques y con dos tipos de aprovechamiento (extracción de fustes o del árbol completo) en función del área basal extraída. Para Aspurz se asumen 10 años entre claras y en Garde 15 años. Blanco *et al.* (2004).

tales a lo largo de gradientes altitudinales (p.ej. Sanz-Elorza *et al.* 2003, Peñuelas y Boada 2003) es el resultado tanto del calentamiento global, que permite que la vegetación de una determinada zona pueda establecerse en zonas de mayor elevación, como del abandono de prácticas forestales y ganaderas tradicionales. Sin embargo, aunque falta precisión para predecir los detalles, hay un amplio consenso sobre la generalidad y notable aceleración del cambio global, y las predicciones son lo suficientemente preocupantes como para tomarlas muy en serio e impulsar nuevas investigaciones que reduzcan estos niveles de incertidumbre.

El principio fundamental sobre el que se apoya cualquier investigación sobre los efectos de cambio global es el del seguimiento e investigación a largo plazo, lo cual permite detectar tendencias a pesar de las fuertes oscilaciones estacionales e interanuales, y el establecimiento de redes con puntos de observación y estudio con puntos geográficamente separados pero siguiendo los mismos protocolos, lo cual permite establecer la generalidad de las tendencias. Estos dos principios básicos se tuvieron muy presente en EEUU cuando hace más de veinte años se decidió poner en marcha la red norteamericana de investigación ecológica a largo plazo (L.T.E.R., Long Term Ecological Research Network).

La investigación sobre los efectos del cambio global en los seres vivos debe seguir tres líneas principales. La primera es efectuar experimentos en condiciones naturales que informen realmente de cómo responden los organismos, las comunidades, y, hasta donde se pueda, los ecosistemas, al cambio global. Un buen ejemplo de este tipo de estudios son los experimentos de enriquecimiento en CO₂ al aire libre, los conocidos como FACE (Free Air Carbon-dioxide Enrichment, Karnosky *et al.* 2001). Este tipo de experimentos son una de nuestras mejores armas para desentrañar los efectos de los diferentes factores involucrados en el cambio global. Desafortunadamente necesitan de una tecnología cara y muy complicada de montar en hábitats forestales relativamente complejos, y esto restringe en gran medida las posibilidades de estudio en muchas zonas que, por el interés de sus ecosistemas, serían muy necesarias (ver Capítulo 15).

Una segunda línea de investigación debe ser el análisis de los efectos de la estructura del hábitat (y de sus modificaciones) en las migraciones y/o invasiones, por medio de aná-

lisis con modelos espacialmente explícitos, en conjunción con datos climáticos (ver Capítulo 9). Finalmente, como tercera vía de estudio, muchos autores se decantan por el estudio directo de los cambios tal y como se van produciendo, analizando series temporales largas y a ser posible obtenidos en una amplia escala espacial (Hughes 2000). Citando a Aber y Melillo (2001), "...en el futuro, probablemente nos encontraremos estudiando las respuestas de los ecosistemas a este entorno cambiante: ésta será la contrapartida del experimento de cambio del entorno a escala global que estamos llevando a cabo." Algunos estudios de este tipo desarrollados en la península Ibérica ya han sido citados aquí (Peñuelas *et al.* 2003, Sanz *et al.* 2003, Vilá *et al.* 2003, Hódar y Zamora 2004), y muestran la validez y la robustez de esta aproximación. Contamos además con una ventaja en este sentido, que es la variedad orográfica y diversidad biológica de nuestro entorno. Disponemos de una gran diversidad de ecosistemas de montaña con importantes gradientes altitudinales en los que podemos trabajar, a una escala manejable, lo que en un gradiente latitudinal sería difícilmente abaricable (ver Capítulo 15).

Pero además del trabajo de investigación aun pendiente, pensamos que ya hay conocimiento suficiente para proponer medidas de gestión que, si no van a evitar el cambio global, puedan al menos mitigar algunas de sus consecuencias. Podríamos resumir estas medidas de gestión en dos líneas básicas. La primera es reducir el grado de fragmentación de los sistemas naturales, mediante proyectos de restauración diseñados para incrementar la conectividad entre los fragmentos remanentes, estableciendo corredores que favorezcan la migración altitudinal o latitudinal de las especies, y reduciendo el grado de agresividad de la matriz de hábitats humanizados circundante. La segunda es incrementar la heterogeneidad de los sistemas haciéndolos más resistentes a las invasiones y a las plagas (por ejemplo Noss 2000). En este sentido es esencial el manejo de muchas zonas ya reforestadas, que suelen mostrar masas monoespecíficas muy homogéneas, en las que las plagas o las perturbaciones como el fuego progresan muy fácilmente. Estas son medidas que están claramente a nuestro alcance, y que pueden llevarse a cabo mediante acercamientos coordinados entre científicos, gestores y técnicos.

6. Conclusiones: investigación y su transferencia a la gestión forestal

El bosque mediterráneo ha experimentado cambios estructurales y funcionales muy importantes durante las últimas décadas como resultado de los cambios socio-económicos acaecidos en nuestro país a los que ha venido a sumarse el cambio climático y toda una serie de procesos implicados en el cambio global. La integración en la Comunidad Económica Europea y el desarrollo socioeconómico han promovido un abandono gradual del medio rural en unas regiones y una intensificación de la presión antrópica en otras (Antrop 1993). Frente a una economía autárquica en la que el sector forestal proveía de algunos bienes directos (madera, corcho, resinas, carbón vegetal, etc) la aparición de nuevos materiales y combustibles y la apertura de los mercados ha restado importancia a estos bienes directos. La respuesta de los ecosistemas forestales a estos episodios sucesivos de fragmentación, degradación y alteraciones varias es incierta, pero un número creciente de estudios nos alertan de riesgos graves que ponen en peligro el mantenimiento de algunas de las funciones básicas que los ecosistemas proporcionan a la sociedad (Blondel y Aronson 1995).

Ante este escenario cabe preguntarse de qué manera ha de actuarse para garantizar la permanencia de estos ecosistemas a la vez que se optimiza la rentabilidad el aprovechamiento de sus diferentes recursos. La rentabilización del monte mediterráneo en función de sus externa-

lidades no es en absoluto despreciable en el marco de una economía de servicios y el ajuste de las diferentes actuaciones a distintos de niveles administrativos, desde las entidades locales hasta organismos internacionales es un reto y una oportunidad. Aparte de los consabidos bienes directos e indirectos la coyuntura de nuevos mercados emergentes tales como los derivados del comercio de emisiones establecidos en el Protocolo de Kyoto deben ser tenidas en cuenta por una administración eficaz articulando políticas de gestión que evalúen el coste marginal de las actuaciones locales sobre los niveles de gestión jerárquicamente superiores. Este conocimiento debe ser integrado con métodos actuales de valoración ambiental para generar modelos de gestión sostenible de los principales sistemas forestales mediterráneos. Estos modelos son básicos para optimizar las funciones objetivo de gestión dentro de los actuales parámetros de sostenibilidad.

La descentralización autonómica ha supuesto en la práctica la desaparición de un control estatal de las políticas forestales como evidencia la nueva Ley de Montes, cuyos aspectos más significativos deben ser desarrollados por las Comunidades Autónomas (C.C.A.A.). La responsabilidad en materia de optimización de estas actuaciones corresponde en su mayor parte a las Comunidades Autónomas, dependiendo de la Administración Central, la coordinación supraautonómica de algunas (pocas) funciones. Igualmente, en lo relativo a la investigación, la desarticulación del Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias (I.F.I.E.) ha dado paso a un panorama de actuaciones autonómicas con resultados dispares, algo particularmente problemático cuando esta disparidad afecta a comunidades que comparten una formación forestal o un espacio natural protegido. Este marco actual puede aparecer como poco eficiente para articular políticas ambientales que necesariamente tiene un contexto supraautonómico. Sin embargo cabe pensar más bien en la oportunidad histórica de poder vertebrar esfuerzos coordinados a partir de la emergencia de iniciativas locales sean públicas o privadas, asignatura secularmente pendiente en nuestro país.

La estructura actual de la investigación ecológica y forestal en España y sus canales de conexión con la gestión son muy rudimentarios, lo cual dificulta en gran medida el diseño e implementación de prácticas de gestión forestal sostenible. En una revisión de los criterios con los que un amplio número de responsables del medio natural tomaban decisiones relativas a la gestión y conservación de espacios naturales en el Reino Unido, Sutherland et al. (2004) llegan a una rotunda conclusión: en el 77% de los casos, las decisiones se tomaron sobre la base de información anecdótica. En este análisis, Sutherland et al. encuentran que el 32% de las decisiones se toman apoyándose en el "sentido común", el 30% a partir de consultas a otros compañeros y gestores, un 20% a partir de la experiencia personal del gestor o responsable y solo en un 2.4% de los casos las decisiones se basaron en información científica contrastada. Además, en la gran mayoría de los casos no se registra ningún parámetro que permita juzgar el éxito de las decisiones y actuaciones realizadas, con lo que las sucesivas decisiones se siguen tomando sin evidencia científica. La clave del problema estuvo no ya en la escasez o falta de esta evidencia si no en la dificultad práctica de acceder rápidamente a la información por parte de los responsables y gestores. La aproximación entre estos y el colectivo de ecólogos y científicos se propone por tanto como algo fundamental para avanzar hacia una correcta gestión y conservación de los ecosistemas. Aunque no existen estudios similares para nuestro país, la situación es probablemente muy similar. Las actuaciones en materia de investigación forestal acometidas desde las distintas direcciones de medio natural son muy dispares y la relación de éstas con la investigación es prácticamente inexistente salvo en algunas comunidades como la Generalitat Valenciana o de Cataluña donde existen centros mixtos entre diversas instituciones como por ejemplo el Centro de Estudios Ambientales Mediterrá-

neos (C.E.A.M.), Centro Tecnológico Forestal de Cataluña o Centro de Reserca Ecologica i Applicacions Forestais (C.R.E.A.F.) que integran investigación y transferencia y son iniciativas particularmente esperanzadoras.

La exigencia de cumplimiento de los criterios de sostenibilidad obliga a las administraciones autonómicas a hacer un esfuerzo que permita establecer mecanismos de transferencia entre investigación y gestión con la incorporación de técnicas contrastadas científicamente que mejoren la rentabilidad de las inversiones (Fig.18.5). Este esfuerzo no debe traducirse en carta blanca a estudios de ciencia básica que muchas veces tienen poca o nula repercusión para los gestores, pero tampoco puede reducirse a consultorías o asesorías de bajo perfil técnico que se limitan a cumplimentar trámites administrativos. Todo ello debe llevarse a cabo mediante mecanismos de evaluación y control independientes que garanticen la correcta administración de estos recursos frente a intereses particulares y que aprovechen el inmenso y denostado potencial científico y técnico existente actualmente en la comunidad científica tanto española como internacional. Los riesgos que se ciernen sobre nuestros ecosistemas son reales y el riesgo de la inacción es demasiado alto. Urge pues vertebrar racionalmente estos esfuerzos tanto desde el ámbito público como el privado para responder a los retos planteados por las nuevas demandas de la sociedad y el cambio global.

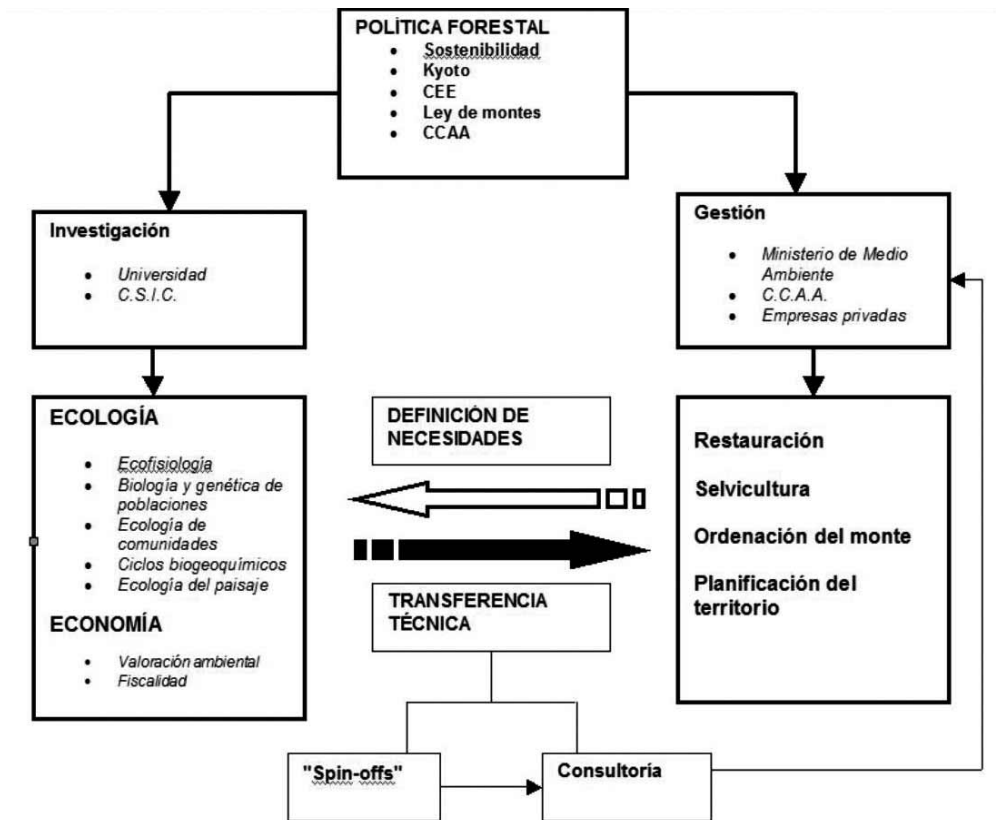


Figura 18.5. Interconexión entre las diferentes ramas de la ecología y su proyección aplicada. Posibles flujos y vías de transferencia entre investigación y gestión forestal.

Bibliografía

- Aber, J. D. y J. M. Melillo. 2001. *Terrestrial ecosystems*, 2nd edition. Academic Press, San Diego, Estados Unidos.
- Allué, M. 1988. Investigación y silvicultura. Jornadas Hispano-Francesas sobre bosques, silvicultura y sociedad, Segovia.
- Antrop, M. 1993. The transformation of the Mediterranean Landscapes: an experience of 25 years of observations. *Landscape and Urban Planning* **24**:3-13.
- Blanco, J. A., J. B. Imbert, y F. J. Castillo. 2006a. Effects of thinning on nutrient content pools in two *Pinus sylvestris* forests in the western Pyrenees. *Scandinavian Journal of Forest Research* **21**:143-150.
- Blanco, J.A., J. B. Imbert, y F. J. Castillo. 2006b. Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the western Pyrenees. *Forest Ecology and Management* **237**:342-352.
- Blanco, J. A., J. B. Imbert, A. Ozcáriz, y F. J. Castillo. 2003. Decomposition and nutrient release from *Pinus sylvestris* L. leaf litter in stands with different thinning intensity. Proceedings of the I.U.F.R.O. meeting on Silviculture and sustainable management in mountain forests in the western Pyrenees. Navarra.
- Blanco, J. A., M. A. Zavala, J. B. Imbert, y F. J. Castillo. 2004. Sostenibilidad de las prácticas forestales en masas de *Pinus sylvestris* L. en el Pirineo navarro. Evaluación mediante un modelo de proceso. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales **18**:41-46. n.º 18.
- Blanco, J. A., M. A. Zavala, J. B., J. B. Imbert, y F. J. Castillo. 2005. Sustainability of forest management practices: evaluation through a simulation model of nutrient cycling. *Forest Ecology and Management* **213**: 209-228.
- Blanco, J. A., J. B. Imbert y F. J. Castillo. 2009. Thinning affects nutrient resorption and nutrient use efficiency in two *Pinus sylvestris* stands in the Pyrenees. *Ecological Applications* (en prensa).
- Blondel, J., y J. Aronson. 1995. Biodiversity and ecosystem function in the Mediterranean basin: human and non-human determinants. Páginas 43-119 en G.W. Davis y D.M. Davis y D.M. Richardson, editores. *Mediterranean-type ecosystems: the function of biodiversity*. Springer-Verlag, Berlin.
- Bonet, F.J. 2003. Herramientas de apoyo a la toma de decisiones aplicadas a la gestión forestal del Parque Natural Sierra de Hueter y LIC de Sierra Arana. Tesis Doctoral, Universidad de Granada.
- Bradshaw, G.A., y J.G. Borchers. 2000. Uncertainty as information: narrowing the Science-policy gap. *Conservation Ecology* **4** (<http://www.consecol.org/vol4/iss1/art7>)
- Camprodon, J., y E. Plana. 2001. Conservación de la biodiversidad y gestión forestal. Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Carlyle, J. C. 1998. Relationship between nitrogen uptake, leaf area, water status and growth in an 11-year-old *Pinus radiata* plantation in response to thinning, thinning residue, and nitrogen fertilizer. *Forest Ecology and Management* **108**:41-55.
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., Gómez, J.M., y L. Gómez. 2004 a. Benefits of using shrubs as nurse plants for reforestation in Mediterranean mountains: a 4-year study. *Restoration Ecology* (en prensa).
- Castro, J, Zamora, R., Gómez, L., Gómez, J.M., Hódar, J.A. y Baraza, E. 2004 b. Uso de matorrales como plantas nodriza en ambientes mediterráneos: evaluación de una nueva técnica de repoblación forestal. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales (en prensa).
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J.A., y J.M. Gómez. 2002. The use of shrubs as nurse plants: a new technique for reforestation in Mediterranean mountains. *Restoration Ecology* **10**:297-305.
- Del Río, M. y G. Montero 2001. Modelo de simulación de claras en masas de *Pinus sylvestris* L. Monografías I. N. I. A. Forestal N° 3, Madrid.
- Díaz, M., F. J. Pulido, y T. Marañón. 2003. Diversidad biológica y sostenibilidad ecológica y económica de los sistemas adeshados. *Ecosistemas* **33**:URL: <http://www.aet.org/ecosistemas/033/investigacion4.htm>.
- Díaz-Villa, M. D., T. Marañón, J. Arroyo, y B. Garrido. 2003. Soil seed bank and floristic diversity in a forest-grassland mosaic in southern Spain. *Journal of Vegetation Science* **14**:701-709.
- Duchesne, L. C., y Wetzel, S. 1999. Effect of clear-cutting, prescribed burning and scarification on litter decomposition in an eastern Notario jack pine (*Pinus banksiana*) ecosystem. *International Journal of Wildland Fire* **9**:195-201.
- Federer, C. A., J. W. Hornbeck, L. M. Tritto, C. W. Martin, R. S. Pierce, y C. T. Smith 1989. Long-term depletion of calcium and other nutrients in eastern US forests. *Environmental Management* **13**: 593-601.
- Fisher, R. F. y D. Binkley 2000. Ecology and management of forest soils. John Wiley & Sons, INC., Nueva York.
- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes?. *Ecological Applications* **3**:202-205.
- García-Salmerón, J., 1995. Manual de repoblaciones forestales II. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- Gladstone, W.T., y Ledig, F.T., 1990. Reducing pressure on natural forests through high-yield forestry. *Forest Ecology and Management* **35**:69-78
- Gómez Limón, J. 2000. Conclusiones de los talleres del Esparc 2000. Plan de acción para los espacios naturales protegidos del estado español: una visión desde la gestión, en Talleres del Esparc. Olot.

- Gómez-Aparicio L., Zamora, R., Gómez, J.M., Hódar, J.A., Castro, J., y Baraza, E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration in Mediterranean ecosystems: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* (en prensa).
- González, A., E. Torres, G. Montero, y S. Vázquez. 1996. Resultados de cien años de aplicación de la silvicultura y la ordenación en los montes alcornoques de Cortes de la Frontera (Málaga), 1890-1990. *Montes* **43**:12-22.
- Harrington, T. B., y Edwards M. B. 1999. Understory vegetation, resource availability, and litterfall responses to pine thinning and woody vegetation control in longleaf pine plantations. *Canadian Journal of Forest Research* **29**:1055-1064.
- Harris, L.D., 1984. *The fragmented forest*. University of Chicago Press, Chicago.
- Hendrickson, O. Q., L. Chatarpaul y J. B. Robinson. 1985. Effects of two methods of timber harvesting on microbial processes in forest soil. *Soil Science Soc. Am. J.* **49**: 9-746.
- Hódar, J. A. y R. Zamora. 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation* **13**: 493-500.
- Hughes, L. 2000. Biological consequences of global warming: is the signal already. *Trends in Ecology and Evolution* **15**: 56-61.
- Hunter, M.L. 1990. *Wildlife, Forests and Forestry: Principles of managing forests for biological diversity*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- Jacobson, S. M. Kukkola, E. Malkonen, y B. Tveite 2000. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. *Forest Ecology and Management* **129**: 41-51.
- Jordano, P., R. Zamora, T. Marañón, y J. Arroyo. 2002. Claves ecológicas para la restauración del bosque mediterráneo. Aspectos demográficos, ecofisiológicos y genéticos. *Ecosistemas* **11** (<http://www.aeet.org/ecosistemas/021/revisionesb2.htm>)
- Karnosky, D. F., B. Gielen, R. Ceulemans, W. H. Schlesinger, R. J. Norby, E. Oksanen, R. Matussek y G. R. Hendrey. 2001. FACE systems for studying the impacts of greenhouse gases on forest ecosystems. Páginas 297-324 en D. F. Karnosky, R. Ceulemans, G. E. Scarascia-Mugnozza y J. L. Innes (editores), *The impact of carbon dioxide and other greenhouse gases on forest ecosystems*. CAB International, Wallingford, Reino Unido.
- Kim, C., T. L. Sharik, y M. F. Jurgensen. 1996. Canopy cover effects on mass loss, and nitrogen and phosphorus dynamics from decomposing litter in oak and pine stands in northern Lower Michigan. *Forest Ecology and Management* **80**: 13-20.
- Klemmedson, J. O., C. E. Meier, y R. E. Campbell, R. E. 1990. Litter fall transfers of dry matter and nutrients in ponderosa pine stands. *Canadian Journal of Forest Research* **20**: 1105-1115.
- Ledig, F. T. 1992. Human impacts on genetic diversity in forest ecosystems. *Oikos* **63**: 87-108.
- Levin, S.A., 1981. Mechanisms for the generation and maintenance of diversity in ecological communities. Páginas 173-194, en R.W. Hiorns y D.Cooke, editores. *The mathematical theory of the dynamics of biological populations II*. Academic Press, London.
- Linares-Luján, A., y S. Zapata-Blanco. 2003. Una visión panorámica de ocho siglos. Páginas 13-25 en F.J. Pulido, P. Campos y G. Montero, editores. *La gestión forestal de las dehesas*. Instituto del Corcho, La Madera y el Carbón. Junta de Extremadura, Mérida.
- López Arias, M., 1998. Algunos aspectos ecológicos a considerar en la ordenación de repoblaciones artificiales. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* **6**:21-40.
- Lubchenco, J., 1998. Entering the century of the environment: A new social contract for science. *Science* **279**:491-497.
- Madrigal, A. 1994. *Ordenación de Montes Arbolados*. ICONA. Colección Técnica, Madrid.
- Maeestre, F., S. Bautista, J. Cortina, y J. Bellot. 2001. Potential for using facilitation by grasses to establish shrubs on a semiarid degraded steppe. *Ecological Applications* **11**:1641-1655.
- Marañón, T., y J. F. Ojeda. 1998. Ecology and history of a wooded landscape in southern Spain. Páginas 107-116 en K. J. Kirby y C. Watkins, editores. *The ecological history of European forests*. CAB International, Wallingford, Inglaterra.
- Marañón, T. 1999. El bosque mediterráneo. Páginas 16-50 en V. Jurado, editor, *Naturaleza en Andalucía*, vol. 7, El medio forestal. Ediciones Giralda, Sevilla.
- Meson, M., y J.M. Montoya. 1993. *Silvicultura Mediterránea*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Montero, G., 1992. Aspectos ecológicos y productivos de la silvicultura. *Ecología* **6**:111-121.
- Montero, G., A. San Miguel, e I. Cañellas, I. 2000. *Systems of Mediterranean Silviculture: La Dehesa*. Mundi-Prensa, Madrid.
- Montero, G., C. Ortega, I. Cañellas, y A. Bachiller. 1999. Productividad aérea y dinámica de nutrientes en una repoblación de *Pinus pinaster* Ait. sometida a distintos regímenes de claras. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.: Fuera de serie* 1-diciembre.
- Näsholm, T. 1994. Removal of nitrogen during needles senescence in Scots pine (*Pinus sylvestris* L.). *Oecología* **99**: 290-296.
- Naveh, Z. 1971. The conservation of ecological diversity of Mediterranean ecosystems through ecological management. Páginas 605-622 en E. Duffey y A. S. Watt, editores, *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation*. Blackwell, London.

- Noss, R. 2000. Beyond Kyoto: forest management in a time of rapid climate change. *Conservation Biology* 15: 578-590.
- Noss, R.F., 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *Bioscience* 33:700-706.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4:355-364.
- Noss, R.F., 2001. Beyond Kyoto: Forest Management in a Time of Rapid Climate Change. *Conservation Biology* 15:578-598.
- Núñez, J.J., F.J. Pulido, y Moreno, G. 2003. The role of shrubs in holm oak regeneration: dissecting competitive vs. facilitative effects in dry Mediterranean environment. International Symposium on Dehesas and other Silvo-pastoral Systems. Cáceres. Septiembre 2003.
- Peñuelas, J. y M. Boada. 2003. A global-change induced biome shift in the Montseny mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9: 131-140.
- Peñuelas, J., I. Filella y P. Comas. 2002b. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 8: 531-544.
- Pérez-Batallón, P., G. Ouro, A. Merino, y F. Macías 1998. Descomposición de materia orgánica, biomasa microbiana y emisión de CO₂ en un suelo forestal bajo diferentes manejos selvícolas. *Boletín de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo* 5: 83-93.
- Pérez-Ramos, I. M., y T. Marañón. 2003. Patrones de emergencia y supervivencia de plántulas de especies leñosas en un bosque manejado. Páginas 464-477 en Actas del VII Congreso Nacional de la Asociación Española de Ecología Terrestre, Barcelona 2-4 julio 2003.
- Petersen, T. 2002. Put a cork in it! *WWF Newsroom Dec 6, 2002* (www.panda.org).
- Piatek, K. B., y H. L. Allen. 2000. Site preparation effects on foliar N and P use, retranslocation, and transfer to litter in 15-years old *Pinus taeda*. *Forest Ecology and Management* 129: 143-152.
- Pineda, F.D. 1991. Conservación de la naturaleza y diversidad biológica. El caso de España. Panda (ADENA-WWF) 36:19-26.
- Plieninger, T. 2004. Habitat loss, fragmentation and alteration: quantifying the impact of land use changes in a Spanish dehesa landscape by use of aerial photography and GIS. *Landscape Ecology* (en prensa).
- Pulido, F.J., M. Díaz, M., y S.J. Hidalgo. 2001. Size-structure and regeneration of holm oak (*Quercus ilex*) forests and dehesas: effects of agroforestry use on their long-term sustainability. *Forest Ecology and Management* 146:1-13.
- Rausher, H.M. 1999. Ecosystem management decision support for federal forests in the United States: A review. *Forest Ecology and Management* 114:173-197.
- Rey Benayas, J.M. 1998. Growth and survival in *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation y artificial shading on Mediterranean set-aside agricultural lands. *Annales des Sciences Forestières* 55:801-807.
- Rousseau, O., y Lepart, J. 2000. Positive and negative interactions at different stages of a colonizing species (*Quercus humilis*). *Journal of Ecology* 88:401-412.
- Ruiz de la Torre, J. 1985. Conservation of plants within their native ecosystems. Páginas 197-219 en C. Gómez-Campo, editor, *Plant Conservation in the Mediterranean*, Dr. J. Junk Publishers, The Hague.
- San Miguel, A. 1995. La dehesa española. Origen, tipología, características y gestión. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Fundación Conde del Valle de Salazar.
- Santa Regina, I., y T. Tarazona. 1999. Organic matter dynamics in beech and pine stands of mountainous Mediterranean climate area. *Annals of Forest Science* 56: 667-667.
- Schlesinger, W. H. 1997. *Biogeochemistry-An analysis of global change*. Academic Press, San Diego.
- Serrada, R. 1995. *Avance Apuntes de Selvicultura*. Ed. E.U.I.T. Forestal. Madrid.
- Sutherland, W. J., A. S. Pullin, P. M. Dolman y T. M. Knight. 2004. The need for evidence-based conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 19: 305-308.
- Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación*, Ed. Omega. Barcelona.
- UNEP. 2001. *Handbook of the Convention on Biological Diversity*. Earthscan, Londres.
- Vilá, M., J. A. Burriel, J. Pino, J. Chamizo, E. Llach, M. Porteras y M. Vives. 2003. Association between *Opuntia* species invasion and changes in land-cover in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 9: 1234-1239.
- Walters, C.J., y C.S. Holling. 1990. Large-scale management experiments and learning by doing. *Ecology* 71: 2060-2068.
- Walters, C.J., y R. Hilborn. 1978. Ecological optimization and adaptive management. *Annual Review of Ecology and Systematics* 9:157-188.
- Westmann, W.E., 1990. Managing for biodiversity: unresolved science and policy questions. *Bioscience* 40:26-33.
- Zamora, R. 2001. Investigación y conservación en los espacios naturales protegidos del siglo XXI. *Quercus* 181: 63-65.
- Zamora, R. 2002a. Los espacios protegidos necesitan una gestión activa. *Quercus* 191: 64-65.
- Zamora, R. 2002b. La restauración ecológica, una asignatura pendiente. *Ecosistemas* 11:(Enero-Abril).
- Zamora, R., J. Castro, J.M. Gómez, D. García, J.A. Hódar, L. Gómez, L., y E. Baraza. 2001. Papel de los matorrales en la regeneración forestal en ambientes mediterráneos: aplicaciones para la restauración. *Quercus*: 187: 40-47.
- Zamora, R., J. Castro, J.M. Gómez, J.A. Hódar, y D. García. 1999. Acerca de la singularidad de los ecosistemas mediterráneos. *Ecosistemas* 8:18-23.

- Zamora, R., y F. Pugnaire. 2001. Los ecosistemas mediterráneos. Análisis funcional. Ediciones C.S.I.C., Granada.
- Zavala, M. A. 2003. Dinámica y sucesión en bosques mediterráneos: modelos teóricos e implicaciones para la silvicultura. Páginas: 43- 63 *en* J. M. Rey-Benayas, T. Espigares y J. M. Nicolau, editores. Restauración de Ecosistemas Mediterráneos. Universidad de Alcalá de Henares, Alcalá de Henares.
- Zavala, M.A., editor, 2004. Ecología y gestión forestal. Ecosistemas **33** (URL: <http://www.aeet.org/ecosistemas/033>).
- Zavala, M.A., y T.V. Burkey. 1997. Application of ecological models to landscape planning: the case of the Mediterranean basin. *Landscape and Urban planning* **38**: 213-227.
- Zavala, M.A., y J.A. Oria de Rueda. 1995. Preserving biological diversity in managed forests:a meeting point for ecology and forestry. *Landscape and Urban Planning* **31**:363-378.