

Conservar Aprovechando

Cómo integrar el cambio global
en la gestión de los montes españoles



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE ECONOMÍA
Y COMPETITIVIDAD

Conservar Aprovechando

Cómo integrar el cambio global en la gestión de los montes españoles



Coordinador y editor

Enrique Doblás Miranda¹

Autores de los textos

Rocío Alonso², Jara Andreu¹, Elena Angulo³, Anna Àvila¹, Mireia Banqué¹, Victoria Bermejo², Susana Bernal⁴, Francisco Javier Bonet^{5,6}, Lluís Brotons^{1,7}, Héctor Calvete², Francesc Cano⁸, Amparo Carrillo-Gavilán³, Jorge Castro⁶, Stéphane Caut³, Xim Cerdá³, Jorge de las Heras⁹, María Díaz-de-Quijano¹, Mario Díaz¹⁰, Enrique Doblás Miranda¹, Susana Elvira², Josep María Espelta¹, Marc Estiarte^{1,11}, Francesc Gallart¹², Héctor García², Ignacio González², Pablo González-Moreno³, Carlos Gracia^{1,13}, Marc Gracia¹, José Antonio Hódar⁶, Andrew S. Kowalski⁶, Pilar Llorens¹², Francisco Lloret^{1,14}, Francisco Ramón López-Serrano⁹, Anna Lupon⁴, Andreu Manzano¹⁵, Teodoro Maraño¹⁶, Jordi Martínez-Vilalta^{1,14}, Daniel Moya⁹, José Luis Ordóñez¹, Josep Peñuelas^{1,11}, Rafael Poyatos¹, Carolina Puerta-Piñero^{1,6}, Isaura Rábago², Javier Retana^{1,14}, Anselm Rodrigo^{1,14}, Núria Roura-Pascual^{7,17}, Santi Sabaté^{1,4}, Francesc Sabater⁴, Javier Sanz², Jordi Sardans^{1,11}, Penélope Serrano-Ortiz⁶, Daniel Sol¹, Fernando Valladares¹⁰, V. Ramón Vallejo¹⁸, Jordi Vayreda¹, Montserrat Vilà³, Regino Zamora⁶

Diseño: Lucas Wainer, CREAM

Primera edición: Noviembre de 2013

(CC) (BY) (NC) de la edición: CREAM

© de las fotografías: autores

© Foto portada: Lluís Brotons

Asesoramiento lingüístico: Vitamin Office

ISBN: 978-84-695-8587-0

1 CREAM, Cerdanyola del Vallès 08193

2 Ecotoxicología de la Contaminación Atmosférica, CIEMAT, Avda. Complutense 40, 28040 Madrid

3 Estación Biológica de Doñana (EBD-CSIC), Avda. Américo Vespucio s/n, Isla de la Cartuja, 41092 Sevilla

4 Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CEAB-CSIC), Accés a la Cala St. Francesc 14, 17300, Blanes, Girona

5 Centro Andaluz de Medio Ambiente, Granada 18006

6 Dpto. Ecología, Univ. Granada (UGR), E-18071 Granada

7 Centro Tecnológico Forestal de Cataluña (CTFC), St. Llorenç de Morunys km 2, 25280 Solsona

8 Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural de la Generalitat de Catalunya

9 Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Univ. Castilla la Mancha (UCLM), Campus Univ. s/n, 02071 Albacete

10 Dpto. Biogeografía y Cambio Global, Museo Nac. Ciencias Nat., CSIC (BGC-MNCN-CSIC), E-28006 Madrid

11 CSIC, Global Ecology Unit CREAM-CEAB-CSIC-UAB, Cerdanyola del Vallès, Barcelona 08193

12 Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (IDAEA), CSIC, 08034 Barcelona

13 Dpto. Ecología, Univ. Barcelona (UB), Avgda. Diagonal 645, 08028 Barcelona

14 Univ. Autònoma de Barcelona (UAB), Cerdanyola del Vallès 08193

15 Agència Catalana de l'Aigua, Barcelona 08036

16 Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (IRNAS - CSIC), Avda. Reina Mercedes 10, 41080 Sevilla

17 Área de Biología Animal, Dpto. Ciencias Medioambientales, Univ. Girona, Campus Montilivi, 17071 Girona

18 Fundación CEAM, Parque Tecnológico, Ch. Darwin 14, 46980 Paterna

Index

Presentación.....	07	5) Una herramienta para la estimación del balance de C a escala nacional.....	89
Agradecimientos.....	09	6) Gestión de la cuenca del Cardener para garantizar los recursos de agua.....	93
Introducción.....	11	7) Contribución de los bosques de ribera a la mejora de la calidad del agua en los ecosistemas sujetos a deposición de nitrógeno	97
Factores de cambio global y sus efectos sobre los bienes y servicios ecosistémicos		8) Gestión de la biomasa en pinares xerófilos y encinares post-incendio.....	101
a) Cambios en la composición atmosférica: incremento del depósito de nitrógeno y de los niveles de ozono troposférico.....	17	9) Expansión de patógenos invasores y sus efectos en la biomasa: el nematodo del pino..	105
b) Cambios climáticos.....	27	10) El cambio climático y la toma de decisiones en la gestión forestal: el compromiso entre biomasa y el uso del agua.....	109
c) Cambios en los usos del suelo y fragmentación.....	37	11) Vulnerabilidad de las reservas de biomasa de pino silvestre ante el cambio climático.....	113
d) Incendios forestales.....	45	12) Cambio global y gestión de productos no madereros en Los Alcornocales.....	117
e) Introducción de especies invasoras.....	55	13) Análisis del riesgo de daños provocados por ozono en la vegetación a nivel de Paisaje: la sierra de Guadarrama.....	121
Un modelo de gestión basado en la previsión	65	14) Expansión de patógenos por cambios en el clima y el uso del suelo: efectos de la procesionaria del pino en el paisaje.....	125
Ejemplos de cómo integrar el cambio global en la gestión		15) Monitoreo del decaimiento a escala de paisaje en Cataluña: Proyecto DEBOSCAT.....	129
1) Naturalización de pinares de repoblación: la biodiversidad ante el cambio global.....	73	16) La forestación en el control y la prevención de la erosión del paisaje.....	133
2) Biodiversidad alterada por la hormiga argentina en Doñana.....	77	De aquí en adelante	137
3) Amenazas de las plantas invasoras sobre la biodiversidad de los ecosistemas de ribera....	81		
4) Efecto de la saca de la madera quemada sobre el balance de C y la restauración post-incendio.....	85		

Presentación

Este libro es fruto de la colaboración de un gran número de científicos que desempeñan su actividad en diferentes centros de investigación, principalmente españoles. Todos ellos han formado parte del equipo amplio y plural de investigadores que ha desarrollado durante cuatro años el proyecto MONTES-Consolider (CSD2008-00040), financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad.

MONTES es un proyecto de diagnóstico, gracias al cual hemos podido identificar las relaciones que se establecen entre los componentes del cambio global (que incluye el cambio climático y muchos otros factores de cambio a escala planetaria) y los servicios ecosistémicos. El resultado de este diagnóstico nos permite ofrecer a los gestores forestales una orientación científica sólida que les ayude a adaptar los ecosistemas forestales mediterráneos a este proceso cambiante con las mejores oportunidades de gestión. Es por ello que el motor fundamental del presente libro es la modificación de las interacciones entre el cambio global y el monte mediante la gestión forestal.

El proyecto se ha estructurado en una serie de módulos que engloban las interacciones entre el monte y la atmósfera, los cambios en la fijación de carbono en los montes, las alteraciones en la distribución de especies causados por el cambio climático, las consecuencias del cambio global sobre la disponibilidad de agua, las consecuencias de los cambios de uso del suelo y la fragmentación en la conservación de especies, la vulnerabilidad de las especies al fuego y la gestión preventiva de los grandes incendios, y las invasiones biológicas y sus consecuencias sobre la biodiversidad.

Los resultados de la integración de toda esta información han permitido generar una serie de modelos que predicen la evolución más probable de nuestros bosques. Dichas predicciones nos ofrecen la posibilidad de actuar con criterios de prevención, evitando, en la medida de lo posible, futuros impactos del cambio global, o aceptándolos y adaptándonos a esta nueva situación. Para alcanzar este objetivo de actuación, nuestro propósito es explicar los principales conocimientos acumulados sobre el medio natural y los factores de cambio actuales, indicando los recursos disponibles para la localización y la predicción de dichos cambios, y poniendo ejemplos de algunos casos concretos de actuación.

El conjunto de investigadores implicados en MONTES-Consolider hemos tratado de transmitir con entusiasmo las aportaciones que la ciencia actual puede ofrecer al trabajo diario de la mayoría de gestores forestales de toda la geografía española. A ellos se dirige este libro, y con él se pretende ofrecer una herramienta útil para integrar el efecto del cambio global sobre la gestión de nuestros montes. *Conservar aprovechando*, este es el concepto clave.

Agradecimientos

Es tarea imposible tratar de identificar el origen exacto de muchas de las ideas que dieron lugar a la presente obra, pero las siguientes fundaciones, congresos, reuniones y proyectos fueron fuente de inspiración para los autores: el EFIMED (*European Forest Institute Mediterranean Regional Office*) organizó citas ineludibles y realiza una valiosa labor por una gestión forestal sostenible en el Mediterráneo; al igual que la influencia ejercida por la FTP (*Forest-based sector Technology Platform*) para impulsar la innovación de la industria forestal a nivel europeo; la Asociación Española de Ecología Terrestre celebró importantes congresos y es una referencia para el conocimiento de los ecosistemas españoles; las conversaciones e intercambio científico mantenido con el Centro de Estudio del Bosque de Canadá; los actos celebrados en el Parlamento Europeo (Bruselas) gracias al grupo *Climate Change, Biodiversity and Sustainable Development*; el ciclo de seminarios “Una mirada al bosc” (marzo 2012, Sección de Ciencias Naturales del Museo de Mataró, Mataró); el taller metodológico “Escenarios forestales como fuente de información para la adaptación al cambio climático” (abril 2012, *World Wildlife Found*, Madrid); el seminario “Adaptación al Cambio Climático en Bosques” (noviembre 2011, Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático, Valsain); el seminario “Boscos i Canvi Climàtic a Catalunya” (septiembre 2011, proyecto FUTUREforest, Solsona); el curso “Los bosques del futuro. Retos de los bosques mediterráneos ante el cambio climático” (julio 2011, Universidad Internacional Menéndez Pelayo, Barcelona); y el seminario “Boscos i Canvi Global, de la Recerca a la Gestió Adaptativa” (noviembre 2010, CREAL e Institut d’Estudis Catalans, Barcelona).

El guión del libro pasó por las manos de profesionales de la gestión en Cataluña, Andalucía, Madrid y Castilla la Mancha. Amablemente, estos expertos ayudaron a redirigir objetivos, limar diferencias entre una visión más científica y otra más gestora, y avisar sobre las ausencias que no podían existir en un libro como éste. Nuestro más sincero agradecimiento por tanto a: Darío Dolz (Dir. Gral. Política Forestal Regional de Castilla la Mancha), José Luis Fernández (Jefe Servicio Medio Natural de Castilla la Mancha), Fernando Molina (Jefe Servicio Gestión Medio Natural de Andalucía), José Manuel Moreira (Jefe REDIAM Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía), José Ramón Guzmán (Jefe Dpto. Restauración de Ecosistemas de la Junta de Andalucía), Inmaculada Santos (TRAGSA), Gerardo Sánchez (Jefe Servicio Sanidad Forestal y Equilibrios Biológicos MARM), Carles Castell (Diputación de Barcelona), Xavier Clopès e Ignasi Rodríguez (Direcció General del Medi Natural de la Generalitat de Catalunya), Salvador Grau (Jefe de Serv. Plan y Gestión Entorno Natural de la Generalitat), David Meya i Nos (Area Medi Natural de la Generalitat) y Joan Rovira (Consorti Forestal de Catalunya).

Introducción

Enrique Doblas Miranda, Javier Retana, Marc Gracia, José Luis Ordóñez

¿Podemos permitirnos no gestionar el monte ante el cambio global?

El mundo se enfrenta a una serie de cambios medioambientales a escala global. Ya no sólo debemos hablar de **cambio climático**, pues hay también otros factores que contribuyen a una situación de transformación cada vez más profunda en todos los ecosistemas naturales.

Si bien es cierto que el aumento progresivo y generalizado de la temperatura fue la primera señal de cómo el desarrollo humano había llegado a alterar la ecología de todo el planeta (IPCC, 2007), el cambio climático no es el único factor de cambio a considerar. A éste se le suman, entre otros factores, los **cambios en la composición atmosférica** alimentados por la contaminación a gran escala (que son, a su vez, el origen del calentamiento planetario), los ya históricos e intensos **cambios** efectuados **en el uso del suelo** en forma de deforestaciones, fragmentación, urbanización, abandono, etc., el **cambio en el régimen de incendios** forestales provocado por este nuevo contexto climático y paisajístico, y la **invasión de especies** foráneas ocasionada por el transporte de personas y mercancías a escala mundial (Steffen et al., 2004).

Todos estos componentes del cambio global afectan a nuestros montes, ya sea por separado o combinándose unos con otros, de tal manera que amplían o alteran su impacto (Doblas-Miranda et al., 2013). En mayor o menor medida, todos ellos afectan a los **servicios y bienes ecosistémicos** de los que dependemos: perturban la biodiversidad que nos rodea, modifican los ciclos más básicos de reciclado de nutrientes esenciales y flujos de gases que forman la atmósfera tal y como la conocemos, alteran la disponibilidad y la calidad del agua, afectan las tasas de recolección y el valor de los bienes que apreciamos, y degradan el paisaje al que estamos acostumbrados (MEA, 2003).

Si bien los ecosistemas naturales muestran mecanismos de resistencia y recuperación ante los cambios medioambientales a diversas escalas espaciales y temporales, **la actual situación de cambio global sobrepasa los efectos de estas estrategias naturales** (Doblas-Miranda, 2013). De igual manera, **muchas técnicas de gestión** que hasta ahora han resultado útiles para la conservación y el aprovechamiento económico de los bosques españoles **podrían resultar desfasadas** ante una nueva situación climática y ecológica (Bronchalo et al., 2011). El cambio global supone, por tanto, una situación de incertidumbre en la que la pasividad y las acciones ancladas en el pasado serán de poca utilidad.

Sin embargo, éste no pretende ser un libro sobre catástrofes sino sobre adaptación. Indiferentemente del uso que hagamos de nuestros montes, es obvio que ciudadanos, propietarios, gestores y científicos buscamos igualmente conservar un monte que nos provea con servicios y bienes ecosistémicos de calidad. En el contexto actual, el mantenimiento de estos servicios y bienes estará condicionado a unas determinadas decisiones de gestión enfocadas a afrontar el cambio global. Es decir, **resulta imprescindible gestionar el monte ante el cambio global**. El debate, por tanto, no debe centrarse en elegir entre un conservacionismo basado en la no actuación o una gestión para el aprovechamiento de los recursos, sino en qué tipo de gestión puede beneficiar a la sociedad en su conjunto.

Cómo utilizar este libro

El libro se divide en una primera parte **teórica**, en la que se tratan los principales factores de cambio global y

sus efectos sobre los bienes y servicios ecosistémicos, y una segunda parte **práctica**, con ejemplos de cómo integrar el cambio global en la gestión, estando ambas partes conectadas por puntos de interés común.

Los primeros cinco capítulos (**ordenados de la a a la e y en color azul**) están dirigidos a comprender los principales factores de cambio global: cambios en la composición atmosférica, en el clima, en los usos del suelo, en el régimen de incendios y los debidos a la invasión de especies. Tras esta parte se encuentra la que sirve de enlace, un **modelo de gestión basado en la previsión**, donde se insiste en el concepto clave del libro: *conservar aprovechando*. A continuación se encuentran dieciséis ejemplos de gestión (**numerados del 1 al 16 y en color naranja**), cada uno de los cuales hace referencia a alguno (o algunos) de los principales servicios y bienes ecosistémicos que se pretenden conservar. Y, finalmente, se resume el conocimiento presentado a lo largo de todo el libro, tratando de exponer una serie de claves sobre la **gestión de nuestros montes en este nuevo siglo**.

Los textos han sido pensados tanto para una lectura **continua** de la obra en su conjunto, como para una lectura **modular** (a modo de consulta puntual), procurando que resulte fácil navegar por las diferentes secciones siguiendo la pista a los conceptos relacionados (Figura 1). Así, si al lector le interesa conocer la teoría sobre un factor de cambio global concreto, desde el capítulo correspondiente será guiado a los ejemplos prácticos con los que dicho factor se relaciona. Del mismo modo, si el interés se centrara en un ejemplo concreto de gestión, en este se indica el capítulo (o capítulos) donde encontrar la información teórica asociada. Sea como fuere, esperamos que su lectura resulte interesante, **amena** y, sobre todo, **útil**.

Referencias

Bronchalo E, Gutiérrez-Teira A, Picatoste JR, Sánchez G. 2011. Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático en el Sector Forestal. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Doblas Miranda E. 2013. "El bosque mediterráneo ante el cambio global". Investigación y Ciencia 439:54–60.

Doblas-Miranda E, Alonso R, Arnan X et al. 2013. "The Mediterranean Basin woodlands as a global chan-

ge laboratory: interactions among factors of change beyond drought effects". Biological reviews.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. Cambio Climático 2007: Informe de Síntesis. IPCC.

MEA, Millenium Ecosystem Assessment. 2003. Ecosistemas y Bienestar Humano: Marco para la Evaluación. World Resources Institute.

Steffen W, Sanderson A, Tyson PD et al. 2004. Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure. Springer-Verlag.



Figura 1

Factores de cambio global y sus efectos sobre los bienes y servicios ecosistémicos

Dentro de esta sección se describen los principales factores de cambio global:

- a) **Cambios en la composición atmosférica:** Incremento del depósito de nitrógeno y de los niveles de ozono troposférico
- b) **Cambios climáticos**
- c) **Cambios en los usos del suelo y fragmentación**
- d) **Incendios forestales**
- e) **Introducción de especies invasoras**

Cada capítulo comienza introduciendo el factor de cambio global a través de su origen y presencia en la geografía española. A continuación, se expone el riesgo que conlleva dicho factor para la gestión forestal, concretado en sus efectos sobre los principales bienes y servicios forestales. Seguidamente, se describen las interacciones más probables con otros factores de cambio. Después, se indica de manera práctica cómo detectar los efectos del factor de cambio tratado y dónde encontrar los recursos sobre la distribución de su impacto en España. Y, finalmente, en un apartado que sirve como conexión con los casos de estudio relacionados con el factor en cuestión, se trata de relacionar los fundamentos ecológicos descritos con la gestión forestal.

Para facilitar la lectura, se indica **en naranja** qué ejemplos de la sección práctica hacen referencia a los bienes o servicios afectados. Y de igual manera, se señalan **en azul** otros capítulos dedicados a diferentes factores de cambio que interactúan con el factor descrito.



CIEMAT

Cambios en la composición atmosférica: incremento del depósito de nitrógeno y de los niveles de ozono troposférico

Victoria Bermejo, Josep Peñuelas, Anna Àvila, Ignacio González, Marc Estiarte, Javier Sanz, Jordi Sardans, Héctor García, María Díaz-de-Quijano, Isaura Rábago, Francesc Cano, Rocío Alonso

Introducción



La composición química de la atmósfera ha experimentado cambios significativos desde el comienzo de la Revolución Industrial a mitad del siglo XIX, debido a la emisión de gases y partículas ligados al incremento del uso de fertilizantes y combustibles fósiles, generando una serie de problemas ambientales a escala global. La alteración más conocida es el aumento desproporcionado de **dióxido de carbono** (CO_2) y otros gases de efecto invernadero, origen del cambio climático en el planeta. Sin embargo, son los **compuestos nitrogenados** y el **ozono troposférico** (O_3) los compuestos que de manera más importante afectan en la actualidad, a la diversidad y al funcionamiento de los ecosistemas españoles.

Las actividades humanas han alterado el ciclo del nitrógeno (N) de forma aún más intensa que el ciclo del carbono (C). El aumento del uso de **combustibles fósiles** en el transporte y en los procesos industriales es la principal causa de la emisión a la atmósfera de compuestos oxidados de N (NO_x), mientras que la evolución hacia **sistemas agrarios y ganaderos intensivos** está relacionada con la liberación de compuestos nitrogenados reducidos (NH_3). El N originado por la actividad humana circula entre la atmósfera, la hidrosfera y los ecosistemas terrestres provocando una cascada de efectos ambientales entre los que se incluyen la formación de O_3 , la acidificación y la eutrofización de los ecosistemas. Actualmente, Europa central y los países circunmediterráneos representan algunas de las regiones del planeta donde se registran depósitos altos de N atmosférico (Dentener et al., 2006). Los datos disponibles sobre depósito de N atmosférico en los bosques españoles son limitados debido a la poca información existente sobre depósito seco (a través de partículas en suspensión aérea), cuya contribución podría alcanzar hasta un 90%. En la zona del noreste de la Península Ibérica

se ha estimado un depósito total de N de entre 11 y 25 kg por hectárea y año en zonas rurales (Àvila y Rodà, 2012). Este valor **supera el valor crítico** propuesto para la protección de los bosques mediterráneos y templados, por encima del cual pueden ocurrir efectos perjudiciales en los ecosistemas forestales.

Otro cambio importante desde principios del siglo pasado es el aumento de los niveles de O_3 en la troposfera. El incremento de O_3 troposférico contribuye al calentamiento global al tratarse de un **gas de efecto invernadero**, pero además es un potente agente oxidante que puede provocar efectos sobre la salud humana, los materiales, la vegetación, la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Las concentraciones de O_3 son más elevadas en zonas rurales, peri-urbanas y áreas montañosas que se hallan bajo la influencia de focos de emisión de precursores de O_3 . Estas altas concentraciones con frecuencia pasan desapercibidas al quedar **fuera de la vigilancia** de las redes de control y seguimiento de la calidad del aire, más implantadas en las áreas industriales y urbanas. En el sur de Europa, las condiciones climatológicas (elevada temperatura e insolación, estabilidad atmosférica), junto con la abundancia de precursores de O_3 (NO_x y compuestos orgánicos volátiles, principalmente), favorecen la formación de este contaminante sobre todo en primavera y verano. En la Península Ibérica los niveles ambientales de O_3 **sobrepasan** con frecuencia **los valores objetivo** para la protección de la vegetación y la salud de las personas (Fernández-Fernández et al., 2011) que se recogen en la Directiva Europea de Calidad del Aire 2008/50/EC y su correspondiente decreto de transposición a España RD 102/2011.



Figura 1. Síntomas foliares visibles en forma de bandeo clorótico provocados por ozono en hojas de trébol subterráneo (*Trifolium subterraneum*). Este tipo de sintomatología específica para distintas especies puede consultarse en www.ozoneinjury.org



Efectos en los bienes y servicios forestales

El N es un nutriente esencial para la mayoría de los ecosistemas, por lo que el depósito de N atmosférico representa un aporte fertilizante para las comunidades de microorganismos y plantas de los ecosistemas forestales. Pero un depósito crónico de N atmosférico puede superar la capacidad de retención del sistema y provocar alteraciones bioquímicas en el suelo y la vegetación, lo que se conoce como **saturación por N**. Entre los efectos más destacables se ha descrito el aumento de la concentración de N en los tejidos vegetales, el incremento de las tasas de nitrificación (lo que conduce a la acidificación del suelo) y de emisiones gaseosas de compuestos nitrogenados, alteracio-

nes en el sistema de micorrizas y en la estructura y composición de las comunidades de líquenes (Bobbink et al., 2010). Estos efectos pueden llevar a desequilibrios nutricionales en suelos y tejidos vegetales y cambios en la biodiversidad provocando el **deterioro forestal** y alteraciones en la respuesta a otros factores de estrés. Pero además el sistema puede sufrir pérdidas de N por lixiviado (paso del agua a través del suelo) afectando a la calidad de las aguas subterráneas y de escorrentía.

En España se han detectado algunas evidencias de un **enriquecimiento en N** de algunos ecosistemas. En los estudios realizados con material de herbario se ha detectado un aumento en el contenido de N en musgos (Peñuelas y Filella, 2001) y en el número de especies nitrófilas (Ariño et al., 2011) a lo largo del siglo XX. Asimismo, los estudios que se han realizado en cuencas no perturbadas del Montseny han detectado un pequeño aumento en las concentraciones de nitrato en los arroyos entre los años ochenta y 2007 (Àvila y Rodà, 2012), lo que puede indicar un cambio hacia condiciones de mayor lixiviación de N por las aguas de drenaje. También se ha observado, utilizando los datos del Inventario Forestal Catalán, un aumento de las concentraciones foliares de N y azufre (S) en función de la distancia respecto al área Metropolitana de Barcelona, donde se concentran más de un 70% de las emisiones totales de Cataluña (Sardans et al., 2011).

Las altas concentraciones de O₃ troposférico también pueden alterar de forma directa e indirecta algunos servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques. El O₃ afecta a los procesos de asimilación de carbono (disminución de fotosíntesis y aumento de respiración) y distribución de productos asimilados dentro de la planta, repercutiendo en su crecimiento, reproducción y vitalidad (Bermejo et

al., 2009). Estos efectos pueden traducirse en cambios en la composición química y estructural de las hojas, alterando la tasa de descomposición de la materia vegetal y la entrada de C en el suelo, y modificando la magnitud del efecto sumidero de C que representan los bosques (Harmens y Mills, 2012). En algunos casos, se pueden desarrollar síntomas visibles causados por el O₃ en forma de punteaduras o bandeado clorótico en las hojas (Figura 1) y una senescencia prematura, provocando un aspecto de **decaimiento y deterioro forestal**. Además de los efectos directos del O₃, hay que considerar sus efectos indirectos, ya que al disminuir la vitalidad de la vegetación, reduce su tolerancia a otros factores de estrés, como la sequía o los patógenos.

La diferente sensibilidad frente al O₃ de las distintas especies que forman una comunidad hace que las especies y genotipos más sensibles puedan verse desplazadas por las más resistentes, provocando cambios en la estructura y diversidad del ecosistema. La exposición crónica al O₃ afecta a algunas de las especies más representativas de los bosques mediterráneos, como la encina (*Quercus ilex*), el pino carrasco (*Pinus halepensis*) y el madroño (*Arbutus unedo*), y a otras características de zonas más húmedas del norte peninsular y de montaña, incluyendo otras pináceas (*P. sylvestris*, *P. uncinata*) y quercíneas (*Q. pyrenaica*, *Q. petraea*, *Q. robur*, *Q. faginea*), hayas (*Fagus sylvatica*), abetos (*Picea abies*), arces (*Acer monspessulanum*, *A. opalus*), álamos (*Populus sp.*), acebos (*Ilex aquifolium*) y abedules (*Betula pendula*). En general, las especies **caducifolias son más sensibles** al O₃ que las perennes. Esta mayor tolerancia está relacionada con las características esclerófilas de las segundas (hojas coriáceas con cutículas gruesas y elevada densidad tisular, estomas pequeños con bajas tasas de intercambio

gaseoso), que implican una menor absorción de los contaminantes atmosféricos y una mayor capacidad antioxidante de sus sistemas de defensa celular. Además, una larga temporada de sequía durante el verano, propia del área de distribución de las esclerófilas, reduce la actividad fisiológica de las plantas y limita la absorción de O_3 . Los estratos arbustivo y herbáceo también presentan especies sensibles a este contaminante. Se ha descrito cómo en los pastos anuales de las dehesas, el O_3 puede favorecer competitivamente a las **gramíneas, más resistentes**, frente a las leguminosas (Gimeno et al., 2004). La supervivencia y la capacidad competitiva de este tipo de especies depende de la producción de semillas, que es uno de los parámetros más afectados por el O_3 en las especies anuales sensibles.

Otro aspecto menos estudiado son los efectos que el O_3 provoca en el aprovechamiento de los pastos anuales para su uso ganadero, ya que el O_3 **reduce su digestibilidad** y calidad nutritiva debido al incremento que provoca en el contenido en fibras y compuestos fenólicos foliares y a la disminución en el contenido proteico (Sanz et al., 2005).



Interacciones con otros componentes del cambio global

Muchos de los efectos descritos pueden combinarse con otros factores de cambio global, como son las alteraciones en los ciclos biogeoquímicos, el aumento de CO_2 atmosférico, el cambio climático,

el fuego o las especies invasoras, que conllevan una aceleración del deterioro forestal.

El efecto fertilizante del depósito crónico de N atmosférico se ve limitado en los bosques típicamente mediterráneos debido a que el elemento limitante no es generalmente el N sino el fósforo (P), por lo que sus efectos sólo se hacen evidentes si el suelo es rico en P disponible. En estos casos, la adición de N se refleja en un incremento de su concentración en el tejido vegetal y en el mantillo, lo que conlleva una reducción de la tasa C/N en la hojarasca del suelo que deriva en una mayor tasa de descomposición. Este proceso tiene consecuencias en el ciclo del C y el cambio climático, al producir un **incremento de la emisión de CO_2 del suelo**. El O_3 también puede modificar la magnitud del efecto sumidero de C que tienen los bosques como resultado de los cambios que produce en el intercambio gaseoso y en la distribución de asimilados en la planta (Harmens y Mills, 2012). Los compuestos atmosféricos nitrogenados favorecen a su vez la formación de O_3 y pueden modificar la respuesta de la vegetación a este contaminante al aumentar la productividad de las plantas y la capacidad de derivar recursos a funciones de defensa y reparación, disminuyendo los efectos provocados por el O_3 . Por otro lado, el O_3 puede alterar la fisiología y disminuir el crecimiento de las raíces (Díaz-de Quijano et al., 2012), reduciendo la capacidad de las plantas para captar nutrientes, limitando así el efecto fertilizante de un mayor aporte de N.

También existen interacciones entre los factores climáticos, especialmente los relacionados con la **disponibilidad hídrica**, y los efectos del O_3 y del depósito de N. Los cambios en el patrón de precipitaciones influyen de manera importante en el efecto del depósito de N sobre la biodiversidad y en los

procesos de formación de O_3 . Además, el O_3 también puede alterar el control estomático en situaciones de estrés hídrico, aumentando el consumo de agua de los árboles, disminuyendo la humedad del suelo en la zona de enraizamiento y la escorrentía en la cuenca, y amplificando los efectos del cambio climático. A pesar de la importancia que estos procesos podrían tener para la gestión de los recursos hidrológicos en zonas con escasez de agua, no se han realizado estudios en España que consideren al O_3 como un factor de análisis a tener en cuenta.

El depósito de N atmosférico y el O_3 pueden además favorecer los **incendios forestales** al favorecer la densificación de los bosques y aumentar la biomasa senescente y seca. El fuego a su vez libera grandes cantidades de N al suelo y una fracción importante (64%) hacia la atmósfera, además de emitir CO_2 y otros compuestos que alteran la composición química de la atmósfera. El flujo de N al suelo tras los incendios favorece el crecimiento de plantas de porte más alto en detrimento de las gramíneas, lo que aporta un material altamente inflamable cuando se seca.

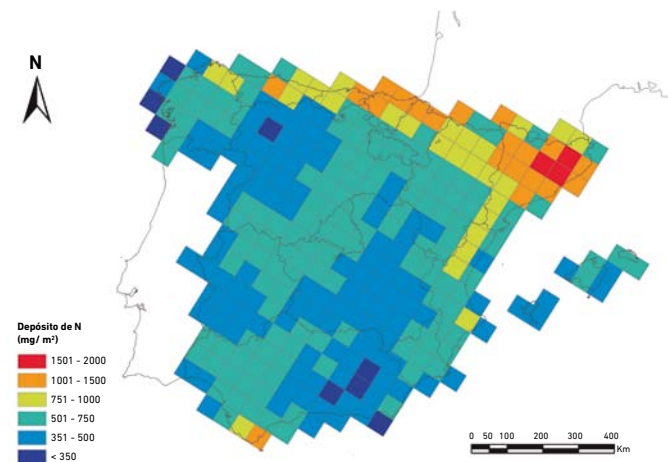


Figura 2. Depósito total de N para el año 2010 estimado por EMEP del Convenio de Ginebra (CLRTAP)

Otros efectos relacionados con la entrada de N son el **incremento de especies invasoras** y la desaparición de especies autóctonas. El depósito de N atmosférico y el O_3 disminuyen la tolerancia de las comunidades vegetales a otros estreses como las temperaturas extremas o la sequía y alteran la composición química foliar favoreciendo los ataques de insectos patógenos (Valkama et al., 2007).



Indicadores y mapas de riesgo

La necesidad de establecer políticas y estrategias de control comunes para prevenir o minimizar los efectos adversos de los contaminantes atmosféricos sobre la salud humana y el medio ambiente dio origen en 1979 al Convenio sobre Contaminación Atmosférica Transfronteriza a Gran Distancia (CLRTAP: Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) o Convenio de Ginebra

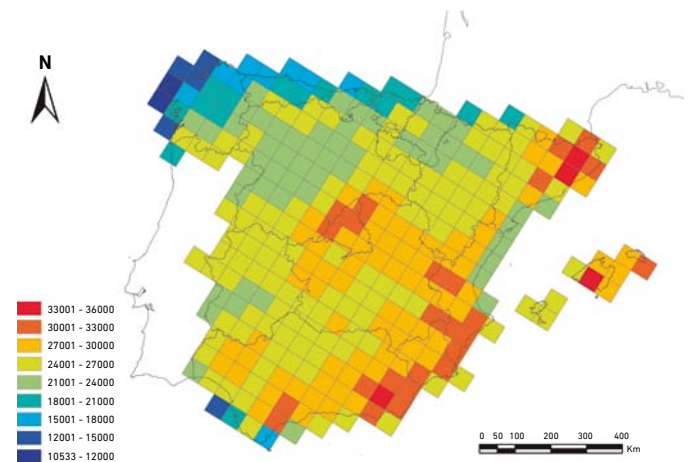


Figura 3. Índice de exposición AOT40 de ozono acumulado durante 6 meses (abril-septiembre) en 2010 estimados por EMEP del Convenio de Ginebra (CLRTAP)

en el marco de la Comisión Económica Para Europa de Naciones Unidas (CEPE/ONU), ratificado por España en 1982. Para la definición de los valores límite de los contaminantes se han desarrollado los conceptos de **cargas y niveles críticos**: depósito o concentración umbral por encima del cual aparecen efectos perjudiciales sobre los receptores sensibles (ecosistemas acuáticos o terrestres, materiales o la salud humana). Los valores se actualizan continuamente según el avance científico, se publican en los informes técnicos del Convenio (CLRTAP, 2010), y se reflejan posteriormente en las directivas europeas que regulan las emisiones de contaminantes atmosféricos y la calidad del aire. Además, los valores críticos se utilizan para elaborar **mapas de riesgo**, que indican dónde se superan los máximos permitidos, constituyendo una importante herramienta de gestión para detectar aquellas áreas donde la contaminación atmosférica puede estar provocando efectos en la salud de los ecosistemas. Actualmente, a nivel nacional, sólo se encuentran disponibles los mapas de deposición de N (Figura 2) y de exposición al O₃ (Figura 3) generados por el modelo del Programa Europeo de Monitoreo y Evaluación (EMEP: European Monitoring and Evaluation Programme): http://www.emep.int/mscw/index_mscw.html.

En el caso de los compuestos nitrogenados, el análisis de riesgo se realiza basándose en sus concentraciones en aire y también en el depósito de N atmosférico acumulado a lo largo de un año. Tanto el Convenio de Ginebra como la Directiva Europea de Calidad del Aire han fijado unos niveles críticos de NO_x y de NH₃ para la protección de la vegetación de 30 y de 1-3 µg/m³, respectivamente, como valor medio anual. La información disponible en la actualidad es aún limitada para establecer una carga crítica de N atmosférico para la protección de los

ecosistemas terrestres mediterráneos. De manera provisional se ha propuesto un valor de **10-20 kg de N por hectárea y año** para la protección de los bosques perennifolios de hoja ancha, que coincide con el propuesto para los bosques templados europeos. Uno de los indicadores más utilizados para establecer esta carga crítica de N es la exportación de nitrato desde la solución del suelo hacia las aguas continentales que se mide en las aguas de lixiviado del suelo. Otros indicadores que se están utilizando son los cambios en las comunidades de líquenes epifíticos, organismos especialmente sensibles a cambios en la disponibilidad de N, o alteraciones en la producción o composición de otras especies del ecosistema (Bobbink et al., 2010). Periódicamente, el Convenio de Ginebra y la Agencia Europea de Medio Ambiente publican los mapas de exceso de las cargas críticas de N a nivel europeo (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/critical-load-exceedance-for-nitrogen>) como un indicador del riesgo de que se estén produciendo daños por el depósito de N atmosférico.

En relación al O₃, se consideran actualmente dos aproximaciones para el cálculo de los niveles críticos: 1) las que se basan en la concentración del contaminante en el aire (**AOT40**) y los desarrollados más recientemente que se basan en la cantidad de O₃ absorbido por la vegetación o dosis de O₃ (**POD**; Phytotoxic Ozone Dose). Las funciones exposición-respuesta en las aproximaciones para los niveles críticos basados en exposición al contaminante (AOT40) presentan numerosas limitaciones ya que no consideran la influencia de las condiciones ambientales en la fisiología de las plantas, por lo que tienden a sobreestimar los riesgos. A pesar de ello, este índice continúa utilizándose debido a la sencillez de su cálculo y a la variedad de especies para las que se han obtenido relaciones

exposición-respuesta. Sin embargo, los efectos del O_3 se relacionan mejor con la dosis absorbida a través de los estomas (POD), la cual refleja de forma más adecuada la modulación de las **condiciones meteorológicas** en la actividad fisiológica de la planta y en el riesgo de daños por O_3 . La aplicación y desarrollo de este tipo de índices es especialmente importante en la zona mediterránea, donde las condiciones climáticas de sequía y altas temperaturas pueden favorecer el cierre estomático y una menor absorción del contaminante en las épocas en que se registran altas concentraciones en la atmósfera, provocando menores daños por O_3 de los esperados. Los mapas de riesgo basados en el POD proporcionan una estimación más certe-

ra, pero su especificidad hace que sólo se puedan aplicar a un rango limitado de especies y condiciones climáticas para los que se han calibrado. Se ha adoptado una metodología estándar para el cálculo de flujos a escala regional basada en **especies representativas** por zona climática utilizando el modelo de depósito de O_3 e intercambio estomático DO_3SE del EMEP (CLRTAP, 2010). Los niveles críticos de O_3 definidos en el Convenio de Ginebra y los valores objetivo de la Directiva de Calidad del Aire se recogen en la Tabla I. Los indicadores utilizados para el establecimiento de los niveles críticos de O_3 son la reducción del crecimiento o producción de biomasa o la reducción en la producción de flores y semillas para especies herbáceas.

Niveles críticos de ozono según CLRTAP basados en concentración de ozono en aire (AOT40)

Receptor	Parámetro	Nivel crítico/CL (ppm h)	Periodo de tiempo	Efecto
Especies forestales	AOT40	5	6 meses	Reducción crecimiento
Herbáceas anuales	AOT40	3	3 meses	Reducción crecimiento/Producción semillas (10%)
Herbáceas perennes	AOT40	5	6 meses	Reducción crecimiento (10%)

Niveles críticos de ozono según CLRTAP basados en flujos de ozono absorbido (PODs)

Receptor	Parámetro	Nivel crítico/POD (mmol m ⁻² PLA)	Periodo de tiempo	Efecto
Abeto rojo	POD ₁	8	6 meses	Reducción biomasa (2%)
Haya y abedul	POD ₁	4	6 meses	Reducción biomasa (4%)
Pastos uso intensivo	POD ₁	2	3 meses	Reducción biomasa (10%)
Pastos uso no intensivo	POD ₁	6	3 meses	Reducción biomasa (15%)-provisional

Valores objetivo de ozono según la Directiva Europea de Calidad del Aire 2008/50/CE y Real Decreto 102/2011

Valor Objetivo (a cumplir desde 1 de enero de 2010):

3-meses AOT40 (mayo-julio) debe estar por debajo de 18 000 $\mu\text{g m}^{-3}$ (9 ppm h) (media de 5 años)

Objetivo a largo plazo (sin fecha de cumplimiento):

3-meses AOT40 (mayo-julio) debe estar por debajo de 6000 $\mu\text{g m}^{-3}$ (3 ppm h)

Tabla I. Valores umbrales de ozono para la protección de la vegetación, de acuerdo al Convenio de Ginebra (CLRTAP, 2010) y a la Directiva Europea de Calidad del Aire (2008/50/CE). AOT40 (expresado en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ h ó ppm h) es la suma de las concentraciones horarias superiores a 40 ppb ($80 \mu\text{g}/\text{m}^3$) durante las horas diurnas. PODx es la dosis estomática de ozono (*Phytotoxic Ozone Dose*) por encima de un umbral expresada como mmol m^{-2} de área foliar (PLA: *Projected Leaf Area*)



Fundamentos ecológicos para la gestión

Existen estrategias de gestión forestal que pueden minimizar los efectos de los contaminantes atmosféricos aumentando la vitalidad de los bosques de forma que tengan más recursos para defensa y reparación de daños. Pero además, los bosques pueden modular el rigor de los efectos de la contaminación atmosférica absorbiendo determinados compuestos. Aunque este aspecto ha sido muy poco trabajado hasta el momento, una adecuada **ordenación territorial** que conserve y amplíe los bosques urbanos y periurbanos puede contribuir a **reducir la contaminación** atmosférica de las ciudades. Un ejercicio de modelización muestra el beneficio del monte El Pardo, próximo a la ciudad de Madrid, en la reducción de los niveles de O_3 y material particulado en las poblaciones cercanas, disminuyendo el riesgo para la salud de los habitantes de la zona (Alonso et al., 2011).

Es sabido que las masas forestales acumulan CO_2 atmosférico, por lo que un manejo adecuado puede potenciar este efecto sumidero, siempre teniendo en cuenta otros factores como el consumo de agua. Aunque un gestor o propietario forestal a escala local no puede enfrentarse al efecto invernadero de manera individual, una gestión adecuada por parte de las administraciones a escala regional, en colaboración con los propietarios, puede beneficiarse de los avances científicos respecto al análisis del balance de C evaluado en el conjunto del país (El **Ejemplo 5** proporciona una idea de la regulación del **Balance de C** a gran escala).

En el caso del N, los bosques de ribera tienen un papel importante en la regulación de la exportación de nitrato en los arroyos. En regiones mediterráneas se ha detectado una disminución importante del nitrato freático debajo de la zona de ribera. Esta reducción de nitrato se debe principalmente a la asimilación por parte de la vegetación y a la desnitrificación que ocurre en la zona saturada de agua (y anaerobia) cercana al canal de drenaje (en el **Ejemplo 7** se explica como aprovechar estos bosques de ribera para ayudar en la regulación de los **Recursos Hídricos**).

Dada la existencia de zonas extensas en España afectadas por niveles crónicos elevados de O_3 , este contaminante debe considerarse en los estudios sobre el estado de salud de los bosques o en los estudios relacionados con la reducción del hábitat de especies sensibles, que se encuentran en su límite de distribución o que pertenecen a la flora relictas o amenazada. En estos casos, el O_3 debe incluirse como un factor más de estrés en una situación ya comprometida para el desarrollo de una especie o comunidad (El **Ejemplo 13** muestra cómo realizar un análisis de riesgo para la vegetación debido a los niveles del O_3 y sus posibles consecuencias a nivel de **Paisaje**).



Referencias

Alonso R, Vivanco MG, González-Fernández I, Bermejo V, Palomino I, Garrido JL, Elvira S, Salvador P, Artíñano B. 2011. Modelling the influence of peri-urban trees in the air quality of Madrid region (Spain). *Environmental Pollution* 159:2138–2147.

- Ariño A, Gimeno BS, Perez de Zabalza A, Ibáñez R, Ederra A, Santamaría JM. 2011. Influence of nitrogen deposition on plant biodiversity at Natura 2000 sites in Spain. En: Nitrogen and Natura 2000: Science and Practice in Determining Environmental Impacts, 140–146. COST, ESF.
- Àvila A, Rodà F. 2012. Changes in atmospheric deposition and streamwater chemistry over 25 years in undisturbed catchments in a Mediterranean environment. *The Science of Total Environment* 434:18–27.
- Bermejo V, Alonso R, Elvira S, Rábago I, García Vivanco M. 2009. El Ozono Troposférico y sus Efectos en la Vegetación. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Medio Marino.
- Bobbink R, Hicks WK, Galloway JN et al. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20:30–59.
- CLRTAP. 2010. Mapping critical levels for vegetation. En: Manual in Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends, capítulo 3. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, UNECE.
- Dentener F, Stevenson D, Ellingsen K, et al. 2006. The global atmospheric environment for the next generation. *Environmental Science & Technology* 40:3586–3594.
- Díaz-de-Quijano M, Schaub M, Bassin S, Volk M, Peñuelas J. 2012. Ozone visible symptoms and reduced root biomass in the subalpine species *Pinus uncinata* after two years of free-air ozone fumigation. *Environmental Pollution* 169:250–257.
- Fernández-Fernández MI, Gallego MC, García JA, Acero FJ. 2011. A study of surface ozone variability over the Iberian Peninsula during the last fifty years. *Atmospheric Environment* 45:1946–1959.
- Gimeno BS, Bermejo V, Sanz J, De la Torre D, Gil JM. 2004. Assessment of the effects of ozone exposure and plant competition on the reproductive ability of three therophytic clover species from Iberian pastures. *Atmospheric Environment* 38:2295–2303.
- Harmens H, Mills G. 2012. Ozone Pollution: Impacts on Carbon Sequestration in Europe. ICP Vegetation Programme Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology.
- Peñuelas J, Filella I. 2001. Herbaria century record of increasing eutrophication in Spanish terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* 7:427–433.
- Sanz J, Muntifering RB, Bermejo V, Gimeno BS, Elvira S. 2005. Ozone and increased nitrogen supply effects on the yield and nutritive quality of *Trifolium subterraneum*. *Atmospheric Environment* 39:5899–5907.
- Sardans J, Rivas-Ubach A, Peñuelas J. 2011. Factors affecting nutrient concentration and stoichiometry of forest trees in Catalonia (NE Spain). *Forest Ecology and Management* 262:2024–2034.
- Valkama E, Koricheva J, Oksanen E. 2007. Effects of elevated O₃, alone and in combination with elevated CO₂, on tree leaf chemistry and insect herbivore performance: a meta-analysis. *Global Change Biology* 13:184–201.



Richard Martin Vidal

Cambios climáticos

Rafael Poyatos, Jordi Martínez-Vilalta, Teodoro Marañón

Introducción



El clima determina la distribución, la estructura y el funcionamiento de los bosques. Este hecho es evidente en el contraste entre el paisaje vegetal mediterráneo de la Iberia seca y el de la Iberia húmeda, dominado por especies caducifolias de distribución eurosiberiana. Debido al marcado carácter montañoso del país, la influencia del clima sobre la vegetación se manifiesta también en la distribución altitudinal de las especies forestales. A pesar del limitado rango latitudinal de la **Península Ibérica**, existen grandes gradientes de continentalidad y una complejidad orográfica que resultan en una enorme **diversidad climática** y, en consecuencia, de sistemas forestales (Blanco et al., 1997).

La tendencia hacia un **clima más cálido y seco** en la España peninsular y Baleares ha sido especialmente acusada durante el último tercio del siglo XX. Durante el período entre 1973 y 2005, la temperatura media del aire se ha incrementado a un ritmo de 0,48 °C por década. Al mismo tiempo, las precipitaciones no han aumentado, y en algunas regiones como la mitad oriental de la cuenca del Ebro o el sur y levante peninsular, éstas se han reducido sensiblemente (Brunet et al., 2009). Las proyecciones climáticas para España, elaboradas a partir de escenarios socioeconómicos realistas de emisiones de gases de efecto invernadero, muestran una intensificación de la **tendencia a la aridez** y un incremento de la amplitud térmica para finales del presente siglo. Con respecto al período de referencia de los análisis climáticos (1960-1990), los modelos indican que las temperaturas máximas aumentarán de 3 a 4,5 °C y las mínimas entre 2,5 y 3,5 °C para el período 2071-2100. En general, los cambios más extremos se darán en el interior de la Península, mientras que la influencia marítima amortiguará las variaciones térmicas en el litoral y las islas. Asimismo, las precipitaciones disminuirán entre un 10 y un 35 %, con un descenso más acusado en el sur peninsular (Brunet et al., 2009).

El calentamiento global también conlleva un aumento de la variabilidad climática y una mayor frecuencia de fenómenos climáticos extremos, en particular sequías y olas de calor. En la Península ha disminuido durante las últimas décadas la frecuencia e intensidad de períodos fríos mientras que ha aumentado la incidencia de episodios cálidos. Se han observado ya cambios en los patrones estacionales de la precipitación, que muestran que ésta tenderá a concentrarse en menos días al año. La previsión es que se **intensifiquen** la frecuencia y duración de las **sequías** y que **aumenten** los episodios de **lluvias torrenciales**, poco aprovechables por la vegetación (Brunet et al., 2009).



Efectos en los bienes y servicios forestales

Los bosques de la Península, por tanto, están experimentando condiciones cada vez más cálidas y secas, y numerosos estudios ya han documentado respuestas de la vegetación a estos cambios recientes en el clima. Al nivel de individuo, estas respuestas pueden ser fisiológicas, fenológicas y morfológicas, y pueden variar según la especie o grupos de especies y las condiciones topo-climáticas locales (Valladares et al., 2008). Si bien es cierto que un clima más templado en zonas frías y húmedas puede favorecer a ciertas especies, el aumento de la sequía puede comprometer la supervivencia de poblaciones en zonas secas a través del **aumento en la mortalidad** y la **inhibición de la regeneración**. Además, muchas especies forestales de la Península se encuentran en el lími-

te seco de su distribución geográfica y pueden ser especialmente vulnerables al aumento en la aridez.

Los efectos del cambio climático sobre la vegetación forestal no son por tanto espacialmente homogéneos, dada la gran variabilidad ecológica de los montes españoles. El calentamiento gradual ha prolongado el período de crecimiento anual en aquellas localidades en las que la disponibilidad de agua en el suelo no es limitante. Este hecho se ha traducido en un incremento del **crecimiento radial** en algunas especies de planifolios características de los bosques atlánticos y sub-mediterráneos. Sin embargo, en los límites altitudinales inferiores de la distribución de algunas de estas especies, como el haya (*Fagus sylvatica*), el crecimiento radial se ha ralentizado en las últimas décadas. El crecimiento de muchas coníferas de montaña (pinos de *Pinus nigra* y *P. sylvestris*, abetares y pinsapares) también se ha estancado o reducido, en parte como respuesta al acusado aumento de la aridez climática durante la segunda mitad del siglo XX. Aunque es cierto que las especies del bosque mediterráneo son más tolerantes a la sequía, tampoco están a salvo del aumento del déficit hídrico. Por ejemplo, la productividad y el crecimiento de la encina (*Quercus ilex*) y el pino carrasco (*P. halepensis*) pueden verse especialmente limitadas por la sequía en algunas zonas de la Meseta y del Valle del Ebro. Además, los tratamientos experimentales de calentamiento y sequía han mostrado que tanto el encinar como las comunidades de matorral mediterráneo son **vulnerables** a la intensificación de las condiciones de sequía (Peñuelas et al., 2008).

Más allá de los efectos sobre la fisiología y el crecimiento, el progresivo aumento de la sequía ha venido provocando aumentos graduales de la **de-**

foliación en la mayoría de especies arbóreas de nuestros montes (Camarero et al., 2008). Además, algunos episodios de sequía extrema en las últimas décadas ya han causado daños generalizados en las copas (Figura 1) y han aumentado la **mortalidad** de diversas especies leñosas. Las parcelas donde el estado de las copas empeoró a raíz de la sequía de 2005 se concentran sobre todo en el tercio norte de la Península (SPCAN, 2006). A nivel global, estos síntomas de decaimiento forestal, en parte relacionados con el cambio climático, son cada vez más documentados (Allen et al., 2009).

La producción de madera, corcho, leña, piñones, setas y otros servicios de **abastecimiento** del bosque **se reducirá** en muchas zonas con el aumento de la aridez. El papel actual de los montes como sumidero de carbono, y por tanto como instrumento de mitigación del propio cambio climático, también se verá comprometido por la mayor incidencia futura de la sequía. Asimismo, se espera una **reducción** generalizada de la **bio-diversidad** (Felicísimo et al., 2011). Los servicios de regulación, como la protección hidrológica,

la formación y protección de los suelos y la prevención de la desertificación se verán afectados especialmente en zonas marginales y en los límites secos de la distribución del bosque. La degradación del bosque sin una gestión mitigadora adecuada también reducirá su capacidad de proporcionar servicios culturales como los estéticos, paisajísticos, de identidad local y recreativos (EEME, 2011).



Interacciones con otros componentes del cambio global

Los efectos del cambio climático sobre los montes españoles dependen de su interacción con el resto de componentes del cambio global, y muy especialmente con el **abandono** generalizado de la **gestión agroforestal** iniciado durante la segunda mitad del siglo XX (Capítulo c). Los gestores actuales han heredado muchas masas repletas y densas con una alta competencia por

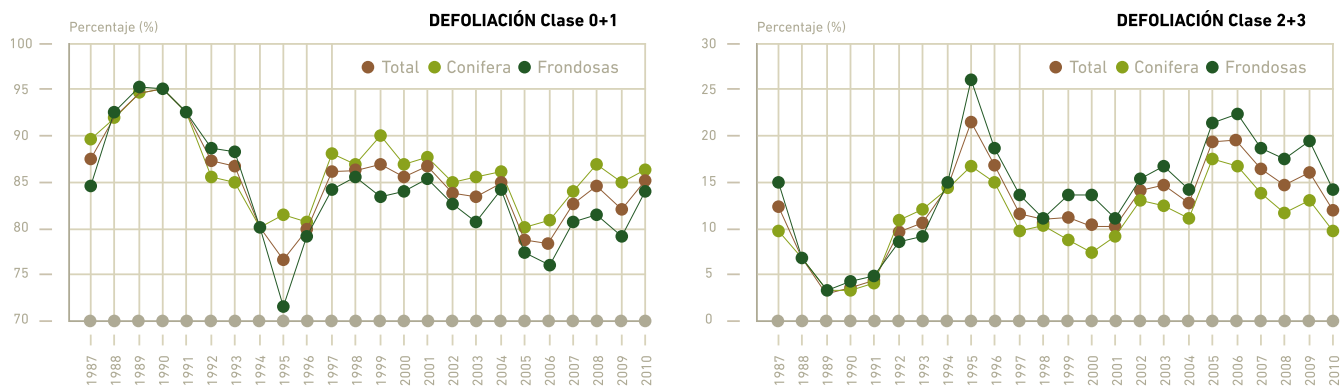


Figura 1. Series temporales de defoliación para las clases (a) 0+1 ($\leq 25\%$ de defoliación) y (b) 2+3 ($26\% < \text{defoliación} \leq 60\%$). Se observa un repunte de la defoliación en respuesta a las grandes sequías de 1994 y 2005

los recursos, agravando los efectos del estrés hídrico al reducirse la disponibilidad de agua por unidad de área basimétrica. En cambio, en zonas de montaña, un clima más templado favorece la expansión del bosque y el matorral, iniciada con el abandono del uso de los pastos, aunque esta dinámica puede ralentizarse a causa del aumento de la variabilidad climática. En el otro extremo, el **aumento** de la **fauna cinegética** o del ganado en algunas zonas del sur de la Península está llevando a una presión excesiva de herbívoros que impide la regeneración natural y que, unida a la mayor mortalidad de adultos provocada por el cambio climático, puede poner en riesgo la persistencia del arbolado.

Los daños en los bosques españoles causados por insectos y hongos superan actualmente a aquellos provocados por los factores abióticos. El reciente aumento de las temperaturas invernales favorece la **expansión** de poblaciones de **insectos fitófagos** hacia zonas donde hasta ahora el frío limitaba su desarrollo como plaga. Insectos como los escolítidos pueden afectar negativamente al sistema vascular de las plantas, tanto de manera directa (construcción de galerías, alimentación de tejido floemático) como indirecta (transmisión de hongos patógenos). Una mayor aridez climática limita la asimilación de carbono y reduce los recursos disponibles para la síntesis de compuestos de defensa, lo que aumenta la vulnerabilidad de las especies leñosas a los ataques de estas plagas (Martínez-Vilalta et al., 2012). En algunos casos, como los causados por los **patógenos** de pudrición de raíces (por ejemplo, *Phytophthora cinnamomi*), la sequía actuaría como factor de predisposición del individuo, aunque la afectación se produciría bajo condiciones de encharcamiento. Además el ca-

lentamiento global favorecería la expansión de estos patógenos introducidos, de origen tropical. Por tanto, la combinación de largos períodos secos con el incremento del carácter torrencial de las lluvias, además del calentamiento, podría aumentar la frecuencia de los ataques de estos patógenos de las raíces de encinas y alcornoques (Carrasco et al., 2009).

Los **cambios en la composición atmosférica** derivados de la actividad humana también intervienen en la respuesta fisiológica de la vegetación ante el cambio climático. El incremento de la concentración de dióxido de carbono atmosférico, con su efecto en el aumento de la eficiencia en el uso del agua, ha podido moderar los efectos de la sequía en algunas especies, aunque en general, esta mejora fisiológica no se ha traducido en un mayor crecimiento. Tampoco parece que los bosques mediterráneos puedan beneficiarse de los aportes atmosféricos de nitrógeno en un escenario de reducida disponibilidad hídrica y de otros nutrientes como el fósforo. Por otro lado, elevadas concentraciones de ozono troposférico podrían afectar negativamente a especies situadas en hábitats más húmedos ([Capítulo a](#)).

Finalmente, el cambio climático, y en especial, el aumento en la variabilidad climática, pueden modificar el **régimen de incendios forestales**. El aumento de la aridez crónica contribuye a una mayor inflamabilidad de la vegetación y los episodios de sequía extrema disparan el riesgo de ignición y expansión de incendios, siempre que haya disponibilidad de combustible. El riesgo de incendio se extenderá hacia zonas históricamente poco afectadas por esta perturbación y con escasa capacidad de respuesta por parte de la vegetación ([Capítulo d](#)).



Indicadores y mapas de riesgo

La **transparencia de las copas**, medida utilizando protocolos bien establecidos, puede ser un indicador útil del vigor de la masa forestal. No obstante, una elevada defoliación (más del 50 % en comparación con la copa de un árbol sano de similares características), puede manifestar síntomas de decaimiento ya avanzados. La **dendrocronología** permitiría una identificación más temprana de estos procesos, aunque su aplicación extensiva es costosa y tampoco sería efectiva en la detección temprana del decaimiento para todas las especies. Por último, se debe prestar especial atención a aquellas situaciones en que el tipo de sustrato o las condiciones locales de suelo (profundidad, textura) puedan limitar la disponibilidad hídrica o de nutrientes.

A la hora de elaborar **mapas de riesgo** ante el cambio climático, existen modelos matemáticos que simulan la idoneidad climática de una parcela para las principales especies forestales. Según estos modelos, especies como *P. sylvestris* verán reducida su área climáticamente idónea en la Península, mientras que otras, como *P. halepensis* verán cómo esta se incrementa (Figura 2). En cualquier caso, los modelos no predicen la expansión o desaparición futura de una determinada especie en una zona concreta, sino que únicamente muestran si las condiciones climáticas favorecerían o dificultarían su presencia (WWF, 2012). A falta de un consenso generalizado en cuanto a la validez y utilidad de dicha cartografía, WWF España ha realizado un considerable esfuerzo para poner a disposición pública múltiples mapas de distribución de

especies forestales: http://www.wwf.es/que_hacemos/cambio_climatico/adaptacion22/.

La identificación de declives graduales en algunos índices de vegetación obtenidos mediante **teledetección** puede constituir una herramienta útil para la detección temprana de procesos de decaimiento. Igualmente las imágenes de satélite pueden servir para la evaluación posterior de los daños provocados por la sequía (Navarro Cerrillo et al., 2007). Evidentemente, estas técnicas, que constituyen herramientas tanto de planificación como de diagnóstico, han de promoverse desde las Administraciones en colaboración con las asociaciones de propietarios forestales para que sean plenamente operativas para los gestores. En la Tabla I se listan una serie de recursos accesibles a través de Internet sobre otros aspectos útiles relacionados con la vulnerabilidad de los montes españoles al cambio climático.



Fundamentos ecológicos para la gestión

Actualmente, nuestro conocimiento sobre el funcionamiento y la dinámica de los montes ha avanzado. Para anticiparse a los efectos adversos del cambio climático, el gestor cuenta con diversas herramientas, además de los mapas e índices descritos en la sección anterior. A pesar de las incertidumbres sobre las proyecciones climáticas y sobre el conocimiento incompleto de las posibles respuestas de la vegetación, ya existe una base ecológica suficiente para gestionar la transición gradual de nuestros montes hacia un clima

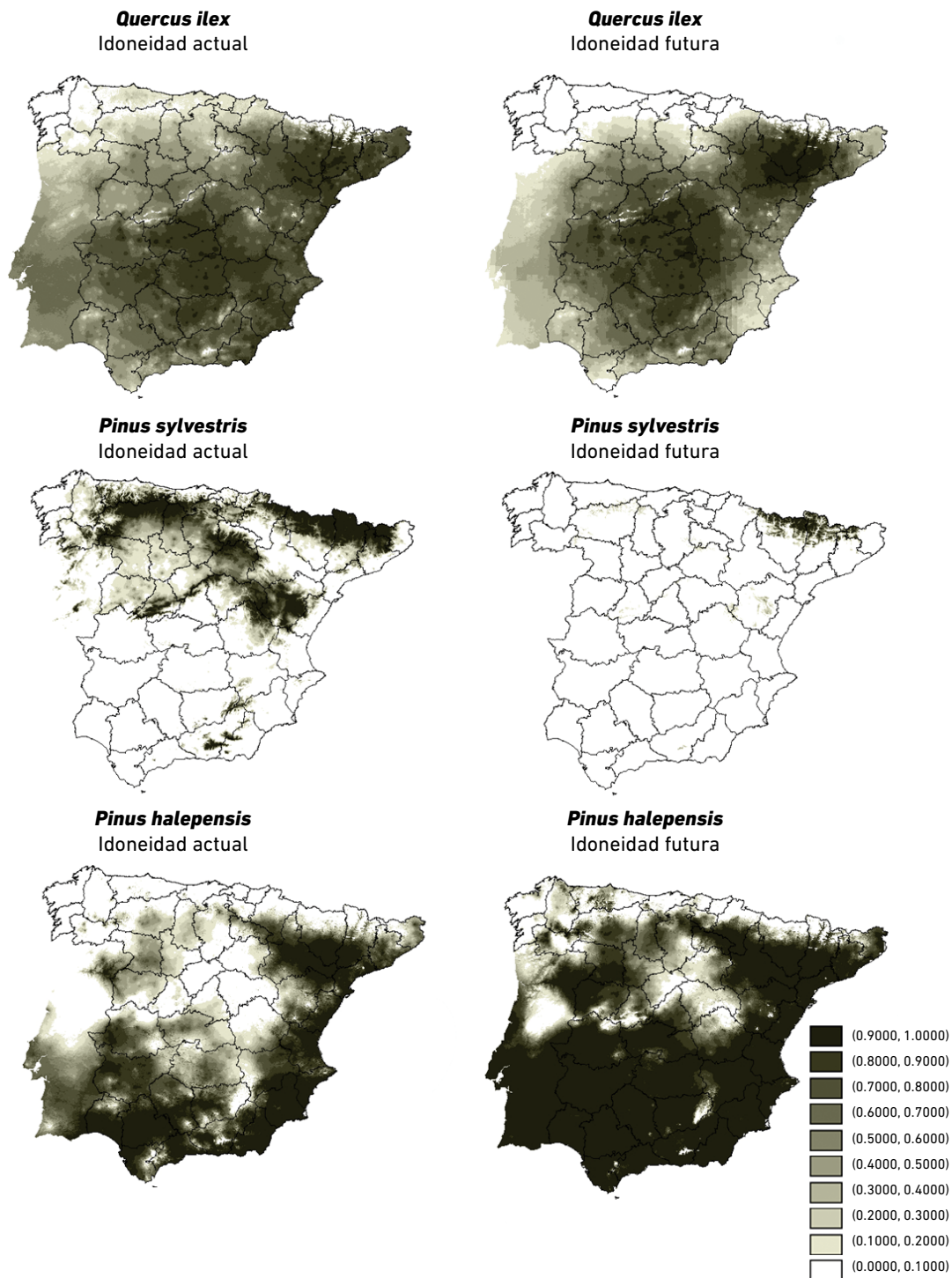


Figura 2. Idoneidad climática actual y futura (período 2050-2080, escenario A2) de tres especies arbóreas representativas de los montes españoles (Ninyerola et al., 2010). Valores cercanos a 1 indican que la parcela es climáticamente apta para la especie. La idoneidad climática varía poco para *Quercus ilex*, disminuye para *Pinus sylvestris* y aumenta para *P. halepensis*

más cálido y seco. Las directrices de una **gestión adaptativa** han de orientarse a minimizar los impactos negativos del cambio climático sobre los servicios ecosistémicos que nos proporcionan los ecosistemas forestales (Bronchalo et al., 2011). Mantenerse a la expectativa, de una forma pasiva o manteniendo una gestión convencional, ante la amenaza real del cambio climático puede llevar al colapso de muchos de estos servicios.

Sobre el terreno, las redes de monitorización de los bosques constituyen herramientas valiosas para afinar en la detección de procesos de decaimiento. A nivel nacional, la red de seguimiento de daños en los bosques permite una evaluación anual del estado de los montes españoles y sus resultados son consultables en Internet (Tabla 1). A nivel regional, también existen programas de monitoreo anual de los bosques, fruto de la colaboración entre investigadores y administración, como la red DeBosCat en Cataluña (En el **Ejemplo 15** se explica cómo gestionar el **Paisaje** en este sentido) o la Red Seda en Andalucía. La combi-

nación de estos detallados datos de campo con capas de información climática o edáfica en sistemas de información geográfica permite, por un lado, evaluar qué especies y zonas son más vulnerables y, por otro, identificar qué parcelas pueden necesitar de actuaciones urgentes de gestión para minimizar los efectos del decaimiento o establecer medidas de restauración (una combinación de diversas medidas para gestión de **Productos No Madereros** se describe en el **Ejemplo 12**).

Las defoliaciones masivas y mortalidades de árboles observadas en las densas plantaciones de coníferas fuera de su nicho climático manifiestan procesos naturales de reducción de densidad, seguramente acelerados por el cambio climático. En estas masas de escasa viabilidad futura, los posibles aclareos quizás lleguen tarde y únicamente en zonas marginales, elevando el riesgo de desertificación. En ellos, tal vez pueda plantearse para evitar la desaparición de la cubierta vegetal. No obstante, es evidente que sin medidas encaminadas a reducir la intensidad de competencia en nuestros

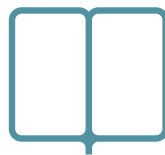
<i>Nombre del recurso</i>	<i>Tipo de recurso</i>	<i>Ámbito geográfico</i>	<i>Enlace</i>
Atlas de idoneidad topoclimática de leñosas	Cartografía	Península Ibérica	http://www.opengis.uab.cat/IdoneitatPI/
Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española al cambio climático. Volumen 1: Flora.	Memoria, Ficha resumen por especie, Cartografía	España	http://secad.unex.es/wiki/libroOECC/
Impactos, vulnerabilidad y adaptación de la biodiversidad española al cambio climático. Volumen 2: Fauna de vertebrados.	Memoria, Ficha resumen por especie, Cartografía	España	http://www.ibiochange.mncn.csic.es/atlascc
Impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector forestal	Memoria	España	http://www.magrama.gob.es/es/cambio-climatico/temas/impactos-vulnerabilidad-y-adaptacion/SECTOR_FORESTAL_DOCUMENTO_COMPLETO_tcm7-185468.pdf
Informe de daños forestales. Red europea de seguimiento de daños en los bosques, Nivel I.	Informes anuales, Manual de métodos	España	http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/temas/montes-y-politica-forestal/redes-europeas-de-danos-en-los-bosques/

Tabla I. Recursos electrónicos relacionados con los aspectos prácticos de la vulnerabilidad de los montes españoles al cambio climático

montes, las especies forestales verán mermada su capacidad de responder al cambio climático (El **Ejemplo 10** muestra cómo calcular la densidad ideal entre los Recursos Hídricos disponibles y la obtención de **Biomasa**). Los bosques menos densos, además, son menos vulnerables a los ataques bióticos y más resilientes ante la incidencia de episodios de sequía extrema. El favorecimiento de masas mixtas e irregulares promueve la estabilidad de las comunidades y facilita su regeneración. En definitiva, se trata de reforzar los mecanismos estabilizadores inherentes al ecosistema forestal y que permiten la adaptación de las comunidades al cambio climático (Lloret, 2012).

Cuando falla la adaptación local, la reducción de la fragmentación de los montes y la creación de corredores ecológicos pueden favorecer la migración de las especies y el flujo génico entre poblaciones, que permitan a ciertas especies sobrevivir a escala regional. Sin embargo, es cierto que las poblaciones de animales y plantas en el límite seco de su distribución carecerán de este flujo de poblaciones “pre-adaptadas” (En el **Ejemplo 11** se describe el caso del pino silvestre, gran productor de **Biomasa**). En este sentido, es necesaria la identificación de las áreas críticas donde se prevén los cambios más drásticos de vegetación. Únicamente en estas zonas, con elevado riesgo de desertificación, se recomendaría la introducción de especies/fenotipos bien adaptados a las condiciones climáticas futuras (colonización o migración asistida), siempre que no interfieran con los procesos de regeneración natural. Al mismo tiempo, es necesario conservar las “**áreas refugio**”, aquellas zonas que mantendrán climas estables o singulares y las que presentan una elevada heterogeneidad ambiental (WWF, 2012). La preservación de estos refugios y su conectividad con el

resto del territorio serán claves para facilitar la adaptación natural de los montes frente a un clima cambiante. Es importante no olvidar que las medidas de adaptación serán insuficientes para la adaptación de los bosques al cambio climático si no van acompañadas de la reducción y mitigación de las emisiones globales de gases invernadero.



Referencias

- Blanco E, Casado MA, Costa M, et al. 1997. Los Bosques Ibéricos: Una Interpretación Geobotánica. Planeta.
- Bronchalo E, Gutiérrez-Teira A, Picatoste JR, Sánchez G. 2011. Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático en el Sector Forestal. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Brunet M, Casado MJ, De Castro M, Galán P, López JA, Martín JM, Pastor A, Petisco E, Ramos P, Ribalaygua J. 2009. Generación de Escenarios de Cambio Climático Regionalizados para España. Agencia Estatal de Meteorología, Ministerio de Medio Ambiente.
- Camarero JJ, Lloret F, Corcuera L, Peñuelas J, Gil-Pelegrín E. 2008. Cambio global y decaimiento del bosque. En: Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante, 397–423. Ministerio de Medio Ambiente.
- Carrasco A, Fernández Cancio A, Trapero A, et al. 2009. Procesos de Decaimiento Forestal (la Seca), Situación del Conocimiento. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.
- EEME, Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. 2011. Síntesis de Resultados. Fundación

Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Muestreo de 2005. Dirección General para la Biodiversidad, Ministerio de Medio Ambiente.

Felicísimo Á, Muñoz J, Villalba CJ, Mateo RG. 2011. Impactos, Vulnerabilidad y Adaptación al Cambio Climático de la Biodiversidad Española. 1. Flora y Vegetación. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

Valladares F, Vilagrosa A, Peñuelas J, Ogaya R, Camarero JJ, Corcuera L, Sisó S, Gil-Pelegrín E. 2008. Estrés hídrico: ecofisiología y escalas de la sequía. En: Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante, 163–190. Ministerio de Medio Ambiente.

Lloret F. 2012. Vulnerabilidad y resiliencia de ecosistemas forestales frente a episodios extremos de sequía. *Revista Ecosistemas* 21:85–90.

WWF, World Wildlife Found. 2012. Modelos de Dinámica Forestal como Fuente de Información para la Adaptación de los Bosques al Cambio Climático. Informe de conclusiones del taller WWF, Septiembre de 2012. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Fundación Biodiversidad.

Martínez-Vilalta J, Aguadé D, Banqué M, et al. 2012. Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Revista Ecosistemas* 21:15–21.

Ninyerola M, Serra-Díaz JM Lloret F. 2010. Atlas de idoneidad topo-climática de leñosas. Servidor de mapas. Universitat Autònoma de Barcelona. URL: <http://www.opengis.uab.cat/IdoneitatPI/index.html>

Navarro Cerrillo RMM, Varo MA, Lanjeri S, Clemente RH. 2007. Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold.) en la Sierra de los Filabres. *Revista Ecosistemas* 16:163–171.

Peñuelas J, Sabaté S, Filella I, Gracia C. 2008. Efectos del cambio climático sobre los ecosistemas terrestres: observación, experimentación y simulación. En: Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante, 425–460. Ministerio de Medio Ambiente.

SPCAN, Servicio de Protección contra Agentes Nocivos. 2006. Inventario UE-ECE de daños forestales en España. Red Europea de Seguimiento de Daños en los Bosques. Nivel I. Resultados del



Cambios en los usos del suelo y fragmentación

Carolina Puerta-Piñero, Lluís Brotons, Regino Zamora, Mario Díaz

Introducción



El bosque mediterráneo actual es un **ecosistema muy modificado** por el hombre. Desde el Neolítico, grandes extensiones de bosque han sido destruidas para crear cultivos o pastizales, o enormemente transformadas en monte bajo para la obtención de carbón y leña. Por un lado, el fuego repetido ha afectado de manera importante bosques de pinos que a menudo han sido sustituidos por especies rebrotadoras, como las quercíneas. Por otra parte, en épocas más recientes se han plantado grandes extensiones de coníferas y especies exóticas, como el eucalipto (Valladares et al., 2004). La transformación de los bosques mediterráneos originales ha producido un **paisaje en mosaico**, con formaciones vegetales con diferente grado de explotación, quedando sin alterar sólo una pequeña fracción de la superficie que ocupaban originalmente (Figura 1). En este contexto, se hace necesario el estudio conjunto de los impactos humanos, pasados y presentes, de la influencia del clima, la topografía y los suelos, y de las interacciones ecológicas para comprender la dinámica de los sistemas forestales y proponer medidas para su gestión sostenible (Valladares et al., 2004).

Los montes mediterráneos se han visto tradicionalmente sometidos a cambios bruscos en la estructura de los bosques dominantes. Estos cambios incluyen no sólo variaciones en las especies presentes o en la estructura de las masas a causa de la gestión, sino transformaciones del bosque en otros tipos de uso predominantemente agrícola o ganadero (Duguy et al., 2007). Estos cambios no se han producido en una dirección única, de manera que muchos de los bosques actuales proceden de combinaciones históricas específicas por la gestión o el uso del suelo dominantes en el pasado. La identificación de esta **perspectiva histórica**, raramente reconocida pero especialmente relevante en un contexto mediterráneo, puede ser clave en la comprensión de cómo una masa forestal puede responder a presio-



Figura 1. Paisaje mosaico Mediterraneo con bosques de pino carrasco y zonas agrícolas en el valle del Ebro cerca de Miravet (Ribera d'Ebre). Lluís Brotons

nes ambientales, perturbaciones o prestar servicios ecosistémicos básicos (Gimeno et al., 2012).

A estas tendencias debidas al abandono de los usos del bosque se añadió, durante los años noventa, una política activa de **reforestación en tierras agrarias**, basada inicialmente en coníferas y luego en encinas y alcornoques (Ovando et al., 2007). Sin embargo, las masas forestales creadas mediante estas políticas son o han sido de corta duración, debido a elevados porcentajes de marras, y, en la mayor parte de los casos, ecológicamente no funcionales, debido a distribuciones espaciales y de tamaños inadecuadas en busca de la estructura de la propiedad rural más que con fines de restauración. De hecho, la mayor parte de estas 'reforestaciones' son de muy pequeña extensión y están aisladas de masas extensas, lo cual implica disfunciones en las interacciones de depredación y dispersión biótica de semillas debido a los efectos de la fragmentación sobre dispersantes y depredadores (Torre y Díaz, 2004).



Efectos en los bienes y servicios forestales

Los cambios socioeconómicos a gran escala resultan en cambios de uso extensivo, ya sea por abandono o por ser intensivamente explotadas para usos específicos, especialmente para desarrollo urbano o agrícola. La combinación de estas **dos tendencias** contrapuestas puede conllevar graves consecuencias en la distribución de especies, en los procesos ecosistémicos del bosque (como la selección de hábitat, las interacciones planta-animal y la conectividad), y en los servicios que éste proporciona a diferentes escalas temporales y espaciales (Schroter et al., 2005). La consecuente **pérdida de hábitats** viene acompañada de su **fragmentación** en parches aislados cada vez más pequeños, lo que resulta en la extinción de especies que ven detenido el flujo ecológico y genético entre poblaciones.

La habilidad de las distintas especies para responder y adaptarse a estos cambios varía en función de sus ciclos de vida y su diversidad genética (Sirami et al., 2008). Las **características del bosque** en su conjunto son esenciales para determinar cambios más profundos en el uso del suelo, estableciendo así interacciones entre la respuesta de la comunidad y los patrones de uso y cómo evolucionarán juntos en el futuro. Nuestra capacidad de predecir la respuesta de las especies es por tanto limitada, más aún en los ecosistemas mediterráneos, que han sido identificados como particularmente vulnerables y sensibles a una larga tradición de cambios de uso del suelo.

Por otro lado, las nuevas masas forestales surgidas a partir del abandono de tierras de cultivo también pueden suponer un factor de riesgo añadido para nuestros paisajes forestales. Al quedar desprovistas de una gestión adecuada, pueden generar competencia por los recursos hídricos y, en caso de incrementar la conexión entre masas forestales ya existentes, podrían aumentar el **riesgo de grandes incendios**. Hay que tener en cuenta que estos nuevos bosques se desarrollan sobre terrenos previamente utilizados para otros fines, que incluían una aportación artificial de recursos hídricos y nutrientes, de manera que por una parte pueden acumular rápidamente materia seca y formar un dosel arbustivo propenso a la formación de incendios y, por otro, son pasto de nuevas especies y plagas que descubren en estos jóvenes ecosistemas un nuevo recurso que explotar.



Interacciones con otros componentes del cambio global

Muchas de las alteraciones que sufrirán los bosques mediterráneos debido al cambio de uso y la fragmentación se producen por la combinación de éstos con otros factores del cambio global (Zamora y Bonet, 2011). Es muy previsible que los **incendios** sean cada vez más frecuentes si al incremento de las temperaturas y reducción de las precipitaciones se le añade el abandono de los aprovechamientos del bosque, como acabamos de ver en la anterior sección, y el aumento de las actividades recreativas, que contribuirán a incrementar el riesgo de incendios provocados (Figura 2).

El calentamiento global provocará previsiblemente un aumento de las **plagas y enfermedades** forestales, ya que algunas de las especies causantes alargarán su período de actividad y otras podrán extender su área de colonización hacia nuevos territorios (Capítulo b). No obstante, aunque las condiciones climáticas permitan teóricamente la expansión de estas especies, es la disponibilidad de los recursos lo que permitirá su establecimiento real en esas nuevas áreas potenciales. Este es el caso, por ejemplo, de la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*), que causa extensivas defoliaciones y mortalidades en pinares (Hódar et al., 2012), y que está desplazándose a nuevas cotas de altitud debido a, por un lado, el cambio climático, y por otro, una poca acertada gestión del paisaje basada en la plantación de monocultivos muy homogéneos.

Los efectos de la **fragmentación** forestal sobre los organismos clave para el funcionamiento de los



Figura 2. Bosque de pino carrasco establecido en antiguas terrazas agrícolas abandonadas, afectado por un incendio forestal en la Torre de Fontaubella (Priorat). Lluís Brotons

bosques dependen de gradientes latitudinales, a su vez relacionados con **factores climáticos**. Para el caso de las aves y mamíferos, por ejemplo, es conocido que las especies de origen norteño-centroeuropeo, disminuyen en abundancia y son más sensibles al efecto de la fragmentación cuanto más al sur, mientras que las especies más mediterráneas siguen un patrón opuesto (de Alba et al., 2001). En entornos de **cambio climático** hacia condiciones de mayor temperatura y aridez (más mediterráneas), las especies norteñas, entre las que se incluyen dispersantes clave de los *Quercus* como son el arrendajo (*Garrulus glandarius*) y el ratón de campo (*Apodemus sylvaticus*), podrían ceder terreno a especies más mediterráneas, como otros córvidos no dispersantes tales como el rabilargo ibérico (*Cyanopica hooki*) o roedores menos eficientes como el ratón moruno (*Mus spretus*) (Díaz et al., 2011). Globalmente, se daría un efecto interactivo, amplificador, de fragmentación y de alteración del clima sobre el bosque y las interacciones que lo mantienen, pero es probable que estas combinaciones de efectos varíen **según organismos e interacciones**. Así, redes de interacción basadas en especies de origen mediterráneo favorecidas por la fragmentación y la aridez (como puede ser el caso de insectos polinizadores o matorrales y herbáceas frente a árboles) pueden verse sinérgicamente favorecidas por estos procesos, acelerando las tendencias previstas bajo escenarios simples de cambio climático.



Indicadores y mapas de riesgo

La manera de discernir la importancia de la trayectoria histórica de un rodal y cómo gestionar su

uso de la manera más adecuada es mediante un **análisis preliminar**. Dicho análisis dependerá de una combinación apropiada de las herramientas cartográficas disponibles y la caracterización de la parcela sobre el terreno.

Por un lado se recomienda la utilización de **mapas de usos del suelo**, bases de datos disponibles y proyecciones probables de evolución del paisaje en base a estos. Un buen ejemplo de las posibilidades de los mapas de uso es el SIOSE, Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España, que integra la información de las Bases de Datos de coberturas y usos del suelo de las Comunidades Autónomas y de la Administración General del Estado: <http://www.siose.es/siose/presentacion.html>. Otra herramienta sumamente útil es el Mapa Forestal Español, una cartografía de las masas forestales realizada desde el Banco de Datos de la Naturaleza a partir de una base de datos compuesta por una serie de campos descriptores de la ecología y estructura de las masas (especies, estado de desarrollo, ocupación y la fracción de cabida cubierta para el total del arbolado): <http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mfe50.aspx>.

Por otro lado sería aconsejable la **caracterización** en campo y a partir de recopilación bibliográfica de **variables indicadoras** de riesgo de fragmentación o cambios de uso del suelo. Por ejemplo, la cercanía a núcleos urbanos, áreas protegidas, o otros elementos de especial interés en el paisaje y las estadísticas del sistema económico-productivo de la zona, incluyendo los tamaños poblacionales, las fuentes de empleo y su desarrollo (por ejemplo, a través del Instituto Nacional de Estadística: <http://www.ine.es/>). Para completar la evaluación socio-política de la zona se pueden realizar entre-

vistas a la población local y consultar a los organismos de gestión del territorio.

La planificación del monte requiere de herramientas que nos permitan integrar el conocimiento actual sobre los sistemas forestales y anticipar su respuesta a cambios ambientales y a las acciones de gestión que se pueden plantear. Entre estas herramientas encontramos diferentes topologías de **modelos predictivos** (Rodríguez et al., 2007). Estos modelos nos ayudan a simplificar, de manera dirigida, la complejidad de los sistemas forestales y permiten estimar relaciones estadísticas entre descriptores esenciales del bosque (como las especies dominantes, la productividad o el crecimiento) y sus determinantes ambientales. Las relaciones establecidas nos ofrecen la posibilidad de cuantificar los impactos de las decisiones de gestión y por lo tanto comparar las implicaciones de diferentes alternativas. El desarrollo de **herramientas** de este tipo, guiado por las necesidades concretas de los procesos de toma de decisión, se plantea en un contexto forestal como un importante reto de futuro.



Fundamentos ecológicos para la gestión

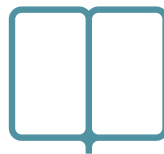
Los procesos ecológicos que determinan la dinámica de los bosques mediterráneos actúan a diferentes escalas espaciales y temporales, y por lo tanto su comprensión debe incluir esta complejidad de manera específica. Una posibilidad para incorporar la complejidad espacial y temporal en la gestión del monte es la utilización de escalas de trabajo al **nivel de paisaje**. Las visiones a ni-

vel regional incluyen los diferentes hábitats que coexisten en una zona y los procesos ecológicos que los enlazan (Hansen y DeFries, 2007). Debido a su solapamiento con las escalas espaciales a las que se desarrolla la actividad humana, el paisaje se plantea como una escala especialmente adecuada para aplicar criterios de planificación y gestión que reconozcan una complejidad que a menudo es ignorada. Las perturbaciones como los incendios o las conexiones ecológicas y de flujos sistémicos que se establecen entre los hábitats forestales y las zonas agrícolas o urbanas próximas, son ejemplos de procesos que requieren una visión ampliada del contexto espacial y temporal en el que se desarrollan (El **Ejemplo 16** indica cómo frenar los procesos de erosión a escala de **Paisaje**).

Cualquier actuación concreta de manejo debe considerar que el medio físico y biótico está cambiando de forma rápida. La gestión de los bosques es especialmente sensible a esta situación, por cuanto las actuaciones presentes tienen repercusión décadas después, cuando muy probablemente las **condiciones climáticas** sean diferentes. Si los episodios climáticos extremos son cada vez más frecuentes, el manejo debe también desarrollar herramientas para enfrentarse a ellos. Ante esta situación, una estrategia apropiada sería combinar la planificación a largo plazo con la capacidad de intervención rápida, reconociendo que no hay una única solución a todas las situaciones que se dan (Millar et al., 2007). Por ejemplo, bajo el supuesto de una mayor frecuencia de las condiciones de sequía, un bosque menos denso (con menos pies por hectárea) será más resistente, puesto que los árboles y las plantas competirán menos entre sí por un recurso como el agua (El balance

entre los **Recursos Hídricos** y la gestión del Paisaje se halla descrito en el **Ejemplo 6**). En cambio, para aumentar la resiliencia (capacidad de recuperación tras una perturbación) de un ecosistema forestal habrá que hacer una gestión que favorezca la biodiversidad, tanto inter-específica como intra-específica, así como incrementar la heterogeneidad del paisaje, con rodales en distintas fases sucesionales (En el **Ejemplo 14** se explica una gestión de este tipo ante las plagas forestales en busca de los beneficios turísticos del **Paisaje**).

Los conocimientos disponibles sobre los requerimientos de organismos clave para el funcionamiento de los bosques mediterráneos, tales como plantas nodriza, polinizadores, dispersantes o herbívoros, a escala tanto de **mancha** como de **paisaje**, permiten avanzar en el diseño de políticas de gestión tendentes a **integrar ambas escalas** (Díaz et al., 2011). Esa integración de escalas debe basarse en las escalas de percepción del paisaje de los organismos en cuestión, así como en el desarrollo de objetivos claros susceptibles de ser incorporados en contratos territoriales de actuación (véase, por ejemplo, Pulido et al., 2010 para el caso de los sistemas adhesionados). Resulta insuficiente estudiar los factores abióticos que pueden condicionar la distribución de una especie sin tener en cuenta las interacciones ecológicas que organizan la comunidad (Araujo y Luoto, 2007). Así, por ejemplo, la presencia de una especie pionera modificadora del hábitat, concentradora de propágulos y protectora frente a herbívoros puede incrementar la distribución local y regional de otras plantas leñosas en los límites de distribución, permitiéndoles ampliar el rango de condiciones ecológicas en el que pueden estar presentes.



Referencias

- Araújo MB, Luoto M. 2007. The importance of biotic interactions for modelling species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 16:743–753.
- Díaz M, Alonso CL, Beamonte E, Fernández M, Smit C. 2011. Desarrollo de un protocolo de seguimiento a largo plazo de los organismos clave para el funcionamiento de los bosques mediterráneos. En: Ramírez L, Asensio B (eds.), *Proyectos de investigación en parques nacionales: 2007-2010*, 47–75. Organismo Autónomo Parques Nacionales.
- de Alba JM, Carbonell R, Alonso CL, García FJ, Díaz M, Santos T, Tellería JL. 2001. Distribución invernal de los micromamíferos en bosques fragmentados de llanura del centro de España. *Galemys* 13:63–78.
- Duguay B, Rovira P, Vallejo R. 2007. Land-use history and fire effects on soil fertility in eastern Spain. *European Journal of Soil Science* 58:83–91.
- Gimeno TE, Escudero A, Delgado A, Valladares F., 2012. Previous land use alters the effect of climate change and facilitation on expanding woodlands of spanish juniper. *Ecosistemas* 15:564–579.
- Hansen AJ, DeFries R. 2007. Ecological mechanisms linking protected areas to surrounding lands. *Ecological Applications* 17:974–988.
- Hódar JA, Zamora R, Cayuela L. 2012. Cambio climático y plagas: algo más que el clima. *Revista Ecosistemas* 21:73–78.

- Millar CI, Stephenson NL, Scott L. 2007. Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17:2145–2151.
- Ovando P, Campos P, Montero G. 2007. Forestaciones con encina y alcornoque en el área de la dehesa en el marco del Reglamento (CE) 2080/92 (1993-2000). *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros* 214:173–186.
- Pulido F, Picardo A, Campos P, et al. 2010. Libro Verde de la Dehesa. Documento para el debate hacia un Estrategia Ibérica de gestión. Junta de Castilla y León, Sociedades Españolas de Ciencias Forestales, para el Estudio de los Pastos y de Ornitología, Asociación Española de Ecología Terrestre.
- Rodríguez JP, Brotons L, Bustamante J, Seoane J. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* 13:243–251.
- Schröter D, Cramer W, Leemans R, et al. 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310:1333–1337.
- Sirami C, Brotons L, Burfield I, Fonderflick J, Martin J-L. 2008. Is land abandonment having an impact on biodiversity? A meta-analytical approach to bird distribution changes in the north-western Mediterranean. *Biological Conservation* 141:450–459.
- Torre I, Díaz M. 2004. Small mammal abundance in Mediterranean post-fire habitats: a role for predators? *Acta Oecologica* 25:137–143.
- Valladares F, Peñuelas J, Calabuig EL. 2004. Ecosistemas terrestres. En: Moreno JM (ed.), *Evaluación de los impactos del cambio climático en España*, 68–112. Ministerio de Medio Ambiente.
- Zamora R, Bonet FJ. 2011. Impactos del cambio global sobre los ecosistemas forestales españoles. En: *Los Bosques en España*, 373–381. Observatorio de la Sostenibilidad de España.



Daniel Moya

Incendios forestales

Jorge de las Heras, Daniel Moya, Francisco Lloret, V. Ramón Vallejo, Jorge Castro, Francisco Ramón López-Serrano, Javier Retana, Josep María Espelta, Anselm Rodrigo

Introducción



En las últimas cuatro décadas (1970-2010), se ha producido un **aumento del número de incendios** forestales en España. Si bien la superficie total quemada tiende a disminuir, especialmente desde la década de los noventa y debido en gran medida a una gran inversión en medios de extinción, la superficie afectada por grandes incendios tiende a mantenerse e incluso a incrementarse (Enríquez-Alcalde, 2010). Esta situación está relacionada con el cambio global, siendo los cambios en el uso del suelo y la acumulación de combustible los principales factores que influyen en el cambio de régimen de incendios, adquiriendo notable importancia el **aumento del riesgo de ocurrencia** de los mismos (Moriondo et al., 2006).

Las proyecciones de **cambio climático** aplicadas a los modelos de riesgo de incendio indican que éste podría incrementarse en las próximas décadas, en especial en la región mediterránea (Flannigan et al., 2000), pero también podría darse un efecto contrario debido a la disminución de combustible tras la pérdida de cobertura vegetal a causa del decaimiento (disminución de productividad y resiliencia), la pérdida de suelo, la desertificación, etc. (Kloster et al., 2012). La **evaluación** del régimen futuro de incendios y de los riesgos asociados a su variación es muy **compleja**, ya que están relacionados con retroalimentaciones continuas, no permaneciendo estable ninguno de los factores principales sometidos a cambios climáticos y socioeconómicos (Brotans et al., 2013).



Efectos en los bienes y servicios forestales

Los tipos forestales europeos predominantes en España son los bosques mediterráneos de coníferas cuyas especies más representativas son los pinos termófilos, principalmente pino marítimo (*Pinus pinaster*), carrasco (*P. halepensis*) (Figura 1) y laricio (*P. nigra*); los bosques mediterráneos de hoja ancha y perenne representados, principalmente, por alcornoques y encinares (*Quercus suber* y *Q. ilex*), y los bosques termófilos de hoja caduca (*Q. pyrenaica* y *Q. faginea*, principalmente). En muchos de estos ecosistemas, especialmente las especies y comunidades vegetales del **área mediterránea**, han desarrollado **adaptaciones** que les permiten soportar los incendios sin que estos conlleven la desaparición total de la comunidad por muerte de los individuos (desarrollo de tejidos protectores) o bien la capacidad de recuperarse de manera natural y volver hacia el estadio sucesional anterior al incendio (lo que se conoce como “resiliencia”), a través de la producción de rebrotes o del banco de semillas. Sin embargo, no todas las comunidades o especies de la región mediterránea han desarrollado este tipo de adaptaciones. Principalmente, en zonas de **alta montaña** donde la incidencia de incendios ha sido muy baja, las comunidades se ven superadas por muy altas intensidades de fuego, alta recurrencia o condiciones posteriores al fuego, que pueden **comprometer la recuperación** del ecosistema. Por otro lado, es de prever que estas comunidades se vean sometidas a cambios directamente originados por el calentamiento global, por lo que puede aumentar el riesgo de desaparición de importantes formaciones de interés forestal en un futuro próximo.

Un aumento en la recurrencia de incendios provocaría una **reducción en la productividad primaria** y en la duración de los períodos reproductivos entre incendios y, en consecuencia, en la capacidad de crecimiento y recuperación post-incendio, así como una disminución del banco de semillas. Además provocaría otros efectos negativos sobre el ecosistema, como son la disminución del contenido orgánico de suelos, el aumento de erosión y la variación del régimen hídrico. Ello conlleva una limitación al desarrollo de las etapas de la sucesión vegetal, y su correspondiente impacto en las comunidades animales, lo cual podría provocar cambios en el riesgo, intensidad y propagación de los incendios y aumento del riesgo de **desertización**.

El cambio en el régimen de incendios incrementa la amenaza de **pérdidas valiosas** de carácter socioeconómico, pero también influye en la provisión de servicios esenciales para la sociedad, que aunque



Figura 1. Monte de pino carrasco quemado en julio de 2012, Sierra de los Donceles, Hellin (Albacete). Daniel Moya

son igualmente cuantificables, no tienen valor de mercado, tales como el mantenimiento del suelo, la regulación del ciclo hidrológico, la conservación de recursos biológicos, la regulación del clima a través de los cambios en el ciclo global del carbono, etc. Tras un incendio, uno de los principales impactos negativos es el exceso de escorrentía y la **erosión** de los suelos, ya que pueden producir pérdida de productividad en el monte afectado, inundaciones y daños a infraestructuras aguas abajo (Moreira y Vallejo, 2009).



Interacciones con otros componentes del cambio global

Como ya se ha explicado en la introducción, el aumento del riesgo de incendio es un proceso ya de por sí dependiente de una interacción de factores de cambio global como son el **cambio climático** y el **cambio en el uso del suelo**. Estos cambios implicarían el aumento de la superficie de bosques mediterráneos en detrimento de los eurosiberianos, el aumento de las formaciones de matorral y la disminución de la densidad del arbolado, así como una modificación del límite del bosque en altitud. Además de estos efectos, el nuevo contexto de cambio global se traduce en un aumento del riesgo, superficie y severidad del incendio, lo que da lugar a incendios de gran magnitud en zonas con especies no adaptadas que podrían desaparecer localmente (Lloret et al., 2005).

Sin embargo, las variaciones en el régimen de incendios también pueden combinarse con otros factores y generar nuevas amenazas para los sistemas forestales. En primer lugar, los incendios

suponen la liberación de grandes cantidades de dióxido de carbono que pueden contribuir al **efecto invernadero** y, por tanto, al cambio climático. En segundo lugar, al igual que otras perturbaciones que destruyen la cubierta forestal, los incendios pueden combinarse, por un lado, con precipitaciones torrenciales favorecidas por el cambio climático que resulten en catastróficos eventos erosivos y, por otro lado, con la introducción de **especies invasoras** que encuentran en los hábitats arrasados y sin competición ventanas de oportunidad para establecerse (Capítulo e).



Indicadores y mapas de riesgo

La inflamabilidad, definida como la probabilidad de que se inicie un incendio debido a la presencia y actividad del agente causante, es uno de los principales parámetros que intervienen en el cálculo de riesgo y peligro de incendio. Los componentes de la **inflamabilidad** (ignitabilidad, combustibilidad, sostenibilidad y consumibilidad) incluyen las características estructurales, humedad, composición química y disposición de los combustibles. Todo ello guarda relación con la composición y estructura de los bosques, por lo que existe una correspondencia entre el cálculo realizado para distintos tipos de vegetación y los tipos forestales. Ello puede resultar una **herramienta** útil para el manejo y toma de decisiones después de un incendio (Xanthopoulos et al., 2012). Muchas de estas herramientas están desarrolladas y en uso, tanto en el ámbito nacional como europeo, como es el caso de protocolos de actuación, utilización de modelos de propagación, mapas de riesgo en continuo y estimaciones *in situ* de la humedad de la vegetación.

Para crear una herramienta de apoyo para la planificación a largo plazo, los diversos **escenarios de cambio climático** desempeñan un papel muy importante debido no sólo a las variaciones de temperatura y humedad de los valores meteorológicos, sino también al modo como afectarán estos cambios a la inflamabilidad de los combustibles. Así, con la misma base de información (meteorológica, cartográfica, de combustibles, etc.) se crean **mapas de riesgo** diarios (en continuo), usados en la planificación de extinción de incendios, y cartografías de riesgo, a medio/largo plazo, que permiten reducir el propio riesgo a través del manejo forestal. Mediante la implementación de herramientas de sistemas de información geográfica se obtienen

mapas de probabilidad de incendio, que incluyen el riesgo en función del índice de frecuencia y el índice de causalidad, combinándolos con mapas de peligrosidad creados a partir de modelos de combustible, un modelo digital del terreno y mapas de vegetación (Copete et al., 2010). El manejo forestal incide directamente en las salidas de los modelos de combustible.

El Sistema de Información Meteorológica para Incendios Forestales de la Agencia Estatal de Meteorología venía prestando mapas provistos de un índice meteorológico de riesgo de incendios forestales (el índice Canadiense FWI) para toda España desde el año 1993, pero en la ac-

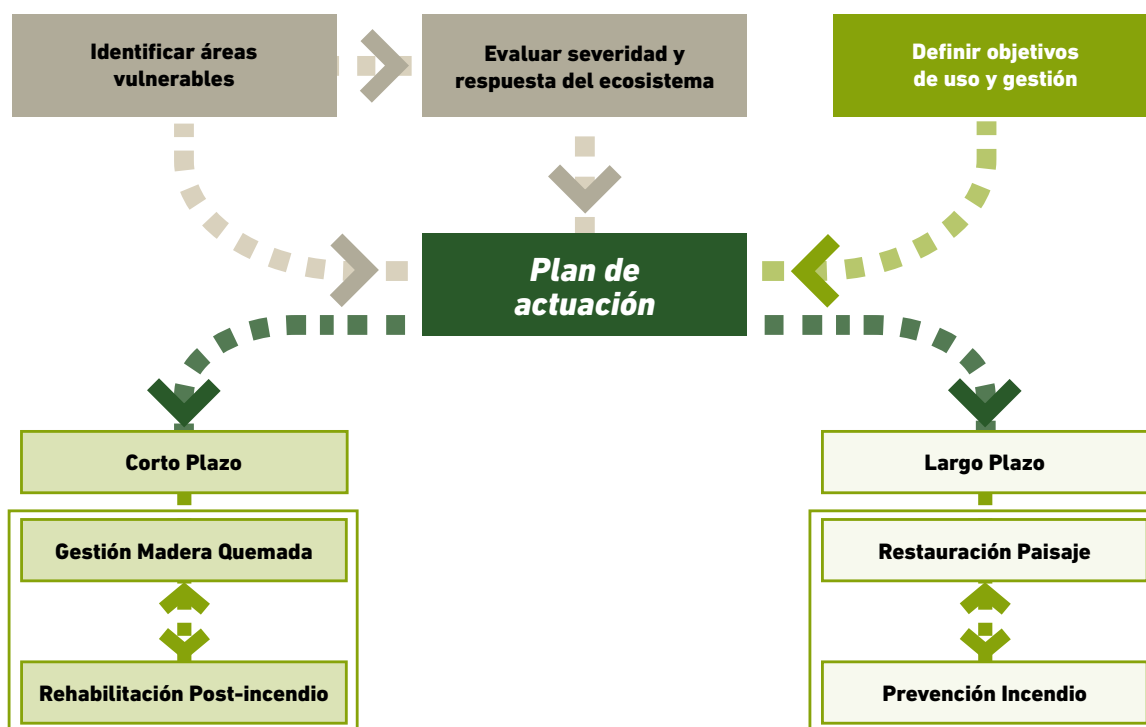


Figura 2. Esquema del protocolo de evaluación de los impactos de los incendios forestales en ecosistemas mediterráneos, utilizado como base para elaborar propuestas de mitigación de los impactos ecológicos y de restauración de los montes quemados. Modificado de VR Vallejo, JA Alloza, S Garcia, T Gimeno y E Ribeiro, 2011 (Seminarios forestales del CIEF)

tualidad este apoyo se encuentra cancelado. Una buena alternativa es el Sistema de Información de Incendios Forestales Europeo (EFFIS): <http://effis-viewer.jrc.ec.europa.eu/wmi/viewer.html>.



Fundamentos ecológicos para la gestión

Las políticas de supresión de incendios, aunque puedan causar reducciones importantes en la superficie afectada por los grandes incendios (Brotons et al., 2013), pueden inducir a un incorrecto **manejo del combustible** hasta convertirse en causa de un aumento del número de grandes incendios a largo plazo. Un adecuado manejo del combustible debe ser llevado a través de una planificación paisajística, promoviendo la reducción de combustible con la integración de manejos compatibles con el paisaje, tales como: políticas de extinción proactivas, pastoreo sostenible, fuego prescrito o uso de residuos para biomasa (de las Heras et al., 2012). Las políticas de prevención y extinción deberían encaminarse principalmente a reducir el área afectada por grandes incendios de alta severidad que producen severos daños, racionalizando la discontinuidad del combustible en el paisaje, disminuyendo la vulnerabilidad y aumentando la resiliencia (En el **Ejemplo 1** se explican los procesos de naturalización forestal, que proporcionan una mayor **Biodiversidad**). Estos objetivos constituyen importantes retos dentro de la planificación a escala regional, la cual también debería incluir el seguimiento y la evaluación de sus resultados, permitiendo corregir y mejorar en planes futuros las medidas adoptadas.

Se hace necesaria la implementación de las **nuevas herramientas** de trabajo que están disponibles para gestores y otros actores sociales interesados, tales como herramientas informáticas de simulación de comportamientos de incendios o textos sobre manejo y restauración (de las Heras et al., 2012). Para ello, se debe desarrollar y facilitar la disponibilidad, uso y comprensión de bases de datos, cartografía, modelos de simulación, etc. que aporten una ayuda real a la hora de tomar decisiones en la planificación del manejo y **ordenación territorial** y paisajística. Además de las nuevas herramientas, gestores y actores sociales deben incluir en los objetivos de planificación aquellos servicios que aun no teniendo valor de mercado deberían ser considerados. Entre los objetivos de planificación forestal debería incluirse: Primero, una mejora de la resiliencia de especies y comunidades vegetales; aunque con límites, se podría mejorar la gestión del combustible a través de la selección de poblaciones o especies, así como una racionalización de los recursos disponibles para las actuaciones post-incendio. En segundo lugar, el papel de las retroalimentaciones que afecta al fuego-combustible; este puede ser negativo, lo que fundamenta la base conceptual para la optimización del uso de los recursos en extinción frente a los destinados a la reducción de combustible. En tercer lugar, es necesario potenciar las retroalimentaciones positivas (como regeneración-suelo) que proporcionan la base para las actuaciones post-incendio encaminadas a la recuperación de la cubierta vegetal y el suelo. Por último, es necesario adaptar permanentemente las herramientas, técnicas y acciones de manejo forestal en un escenario de cambio climático, teniendo en cuenta la influencia de éstas sobre los incendios y la contribución de los bosques a la mitigación del mismo y de sus efectos (En el

Ejemplo 8 se tienen en cuenta estas consideraciones de gestión post-incendio sin renunciar a la producción de **Biomasa**).

Una vez producido el incendio, es muy importante realizar un diagnóstico urgente de los potenciales impactos del fuego en el monte, del cual se derivarían las recomendaciones de gestión a corto y medio plazo (Figura 2). Para implementar **medidas protectoras de suelo**, el primer paso consiste en delimitar las zonas de mayor riesgo de pérdida de suelo. Estas zonas se delimitan en función de la severidad de incendio, la pendiente del terreno, la erosionabilidad del suelo y, en definitiva, de la velocidad de recuperación de la cubierta vegetal protectora. La aplicación de medidas de urgencia para prevenir o mitigar las pérdidas de suelo y

las inundaciones, tales como fajinas, albarradas, acolchados o diques, debe llevarse a cabo en las vertientes vulnerables lo antes posible. El período ideal de actuación sería antes de las primeras lluvias otoñales si el incendio se produjo en verano y aplicando técnicas que minimicen movimientos de tierra que provoquen la erosión de modo que se evite un efecto contrario al deseado. Tras esta intervención, se debe poner en marcha un plan de seguimiento del área incendiada para conocer la eficacia de las medidas aplicadas y obtener datos que respalden la toma de decisiones relativas a otras actividades de manejo, a corto plazo como el **manejo de la madera quemada**, (Figura 4) o a medio plazo como la reforestación o la ayuda a la regeneración mediante pastoreo, fuego controlado o tratamientos silvícolas (Vallejo et al., 2012).

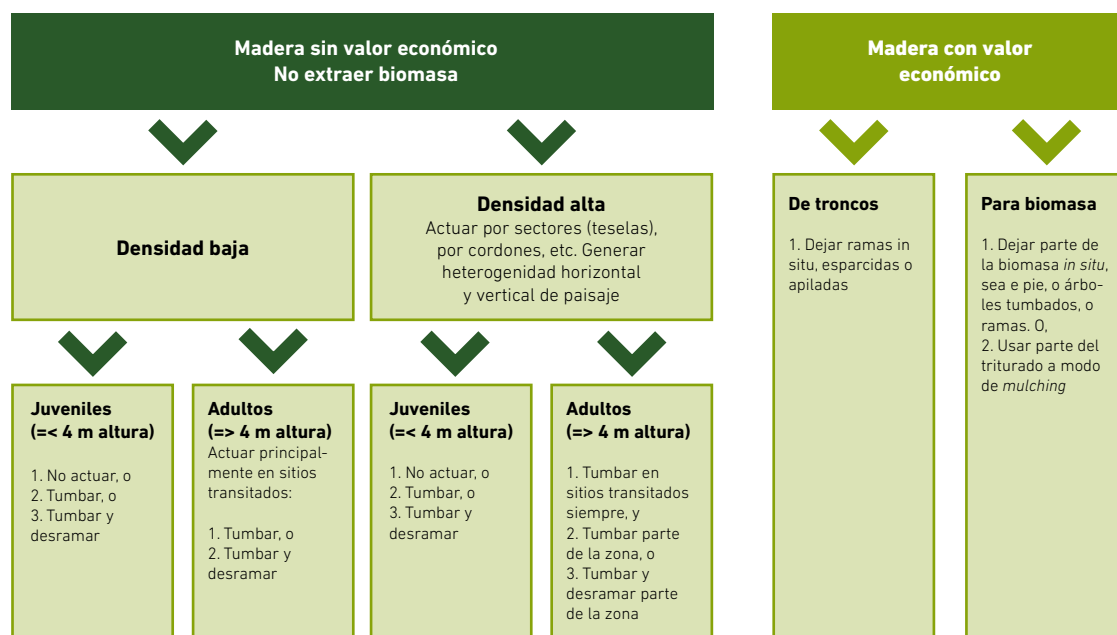


Figura 3. Esquema del protocolo de extracción de madera quemada en la gestión post-incendio. Dependiendo del valor económico de la madera en pie y su tamaño, de la influencia para el éxito de regeneración, del riesgo de caída de árboles en sitios transitados y del riesgo de plagas, se apuntan diferentes manejos que pueden ser implementados



Figura 4. Rodal de pinar afectado por el incendio de Lanjarón (Sierra Nevada, 2005) en el que se cortaron los árboles y se tronaron, dejando toda la biomasa *in situ*. Jorge Castro

La gestión de la masa quemada una vez ocurrido el incendio puede tener un profundo efecto sobre la capacidad de regeneración de la vegetación, sobre riesgos futuros (erosión, plagas, riesgo de incendio), y sobre un amplio conjunto de bienes y servicios, incluidos los propios costes económicos de la gestión (Lindenmayer et al., 2008). En el caso de masas forestales, la saca de la madera quemada provoca significativas pérdidas (en términos de biomasa) de **estructuras biológicas**, con un profundo efecto sobre la dinámica natural del ecosistema. La madera quemada puede reducir la erosión del suelo, enriquecerlo en nutrientes, incrementar la biodiversidad del sistema, o aumentar la tasa de regeneración al favorecer la entrada de semillas por parte de los dispersores o por proteger plántulas y rebrotes ante condiciones climáticas adversas (sequía estival) o contra la herbivoría por ungulados (Lindenmayer et al., 2008). Desde esta perspectiva se han acumulado en la última década

cuantiosas evidencias que apoyan una gestión post-incendio que considere a la madera quemada como un elemento clave para la regeneración o restauración del ecosistema (El **Ejemplo 4** ofrece una guía de este tipo de gestión teniendo en cuenta el **Balance de C**). No obstante, es necesario tener en cuenta otros factores como el riesgo de caída de árboles (especialmente en sendas, caminos, y otros sitios transitados), la accesibilidad al área en caso de necesidad urgente (por ejemplo por reincidencia del fuego), así como el riesgo de plagas derivado de árboles parcialmente dañados por el fuego y debilitados (Figura 3) (Castro et al., 2011).

Se debe cambiar la idea de que los incendios forestales son siempre un **desastre** que hay que evitar a toda costa, que hace que la mayor parte de la inversión se destine principalmente a su extinción. Esta decisión no siempre evita los grandes incendios (mega-incendios) ni aquellos otros recurrentes, que son los que pueden provocar los mayores perjuicios humanos y medioambientales. Como existen evidencias de que los incendios forestales han existido desde antiguo, se debería incluir una revisión de las bases ecológicas para adaptar la gestión hacia una planificación del medio que consiga **regímenes** de incendios **que minimicen** esos **daños**, tanto socioeconómicos como ecológicos (Pausas y Vallejo, 2008). En cualquier caso, en un territorio con alto riesgo estructural de incendios forestales como la Cuenca Mediterránea, parecería razonable que la planificación del territorio tomara en consideración el riesgo de propagación de incendios, tanto para evitar mega-incendios catastróficos como para garantizar la protección de la población humana (propiedades y vidas). Por tanto se impone una planificación de los recursos en los dos ámbitos, lo cual no es tarea fácil, ya que los resultados sólo son visibles a medio y largo plazo.



Referencias

- Brotos L, Aquilué N, de Cáceres M, Fortin M-J, Fall A. 2013. How Fire History, Fire Suppression Practices and Climate Change Affect Wildfire Regimes in Mediterranean Landscapes. *PLoS ONE* 8:e62392.
- Castro J, Allen CD, Molina-Morales M, Marañón-Jiménez S, Sánchez-Miranda A, Zamora R. 2011. Salvage logging versus the use of burnt wood as a nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology* 19:537–544.
- Copete MA, Monreal JA, Selva M, Cernuda-Migoya L, Jordán E. 2010. Mapa de riesgo potencial de incendios forestales de Castilla-La Mancha. *Foresta* 47-48:164–167.
- de las Heras J, Moreira F, Arianoutsou M, Leone V. 2012. Post-Fire Management in Southern Europe: an electronic handbook on management and restoration. http://uaeco.biol.uoa.gr/cost/index.php?option=com_content&view=article&id=86&Itemid=97
- Enríquez-Alcalde E. 2010. Lecciones Aprendidas de los Grandes Incendios Forestales. Informes técnicos de los grandes incendios, contenido para elaborar una base de Datos. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Flannigan MD, Stocks BJ, Wotton BM. 2000. Climate change and forest fires. *Science of the Total Environment* 262:221–229.
- Kloster S, Mahowald NM, Randerson JT, Lawrence PJ. 2012. The impacts of climate, land use, and demography on fires during the 21st century simulated by CLM-CN. *Biogeosciences* 9:509–525.
- Lindenmayer DB, Burton PJ, Franklin JF. 2008. *Salvage Logging and its Ecological Consequences*. Island Press.
- Lloret F, Estevan H, Vayreda J, Terradas J. 2005. Fire regenerative syndromes of forest woody species across fire and climatic gradients. *Oecologia* 146:461–468.
- Moreira F, Vallejo VR. 2009 ¿Qué hacer después de un incendio? En: Birot Y (ed.), *Convivir con los Incendios Forestales: Lo que Nos Enseña la Ciencia*, 57–64. European Forest Institute.
- Moriondo M, Good P, Durao R, Bindi M, Giannakopoulos C, Corte-Real J. 2006. Potential impact of climate change on fire risk in the Mediterranean area. *Climate Research* 31:85–95.
- Pausas JG, Vallejo R. 2008. Bases ecológicas para convivir con los incendios forestales en la Región Mediterránea: decálogo. *Ecosistemas* 17:128–129.
- Vallejo VR, Arianoutsou M, Moreira F. 2012. Fire Ecology and Post-Fire Restoration Approaches in Southern European Forest Types. En: Moreira F, Arianoutsou M, Corona P, de las Heras J (eds.), *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*, 93–119. Springer.
- Xanthopoulos G, Calfapietra C, Fernandes P. 2012. Fire Hazard and Flammability of European Forest Types. En: Moreira F, Arianoutsou M, Corona P, de las Heras J (eds.), *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests*, 93–119. Springer.



Introducción de especies invasoras

Montserrat Vilà, Núria Roura-Pascual, Jara Andreu, Pablo González-Moreno, Daniel Sol

Introducción



Las actividades humanas son responsables de la introducción de un gran número de plantas y animales exóticos en áreas donde no habrían llegado por sus propios medios. Estas **introducciones** son a menudo intencionadas, como la suelta de animales para la caza o la pesca, pero también pueden producirse de forma accidental, como sucede con especies escapadas desde granjas o jardines o con especies introducidas inadvertidamente mediante el transporte de mercancías. Una vez introducidas, algunas especies establecen poblaciones que se mantienen por ellas mismas, sin necesidad de intervención humana, y se consideran **naturalizadas**. Cuando las poblaciones de estas especies aumentan en tamaño y se expanden ocupando grandes extensiones las denominamos especies **invasoras**. Dado que en las últimas décadas se está produciendo una aceleración del ritmo de introducción de especies invasoras, y que cada vez se conocen mejor las consecuencias adversas de su expansión, en la actualidad, las invasiones biológicas son consideradas un componente importante del cambio global.

Según la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza), las invasiones biológicas son, junto a la destrucción de los hábitats naturales, el factor contemporáneo que más ha influido en la **extinción de especies** a nivel mundial. Estas repercusiones están adquiriendo gran relevancia internacional y cada vez son más los países que adoptan medidas de gestión para prevenir y/o minimizar sus impactos. La gestión de estas especies invasoras se ha convertido en un reto y una prioridad para muchos gestores ambientales, sobre todo en espacios protegidos o en casos donde las especies son responsables de graves impactos económicos o que afectan a la salud humana.

España alberga un gran número de especies exóticas. Según el proyecto europeo DAISIE (2009), en los ecosistemas terrestres peninsulares se han detectado cerca de 850 especies vegetales, 80 vertebrados y más de 350 invertebrados exóticos (Figura 1). Este proyecto además ha puesto de manifiesto que el **número de especies exóticas introducidas va en aumento**. Según otras fuentes, el número de especies exóticas puede ser incluso mucho mayor. Por ejemplo, la SEO (Sociedad Española de Ornitología; <http://www.seo.org/>, consultado el 5 de noviembre del 2010) reconoce un total de 337 especies de aves exóticas presentes en territorio español, aunque de ellas sólo 14 se consideran establecidas y de éstas sólo 10 son exclusivamente terrestres.



Efectos en los bienes y servicios forestales

Las especies invasoras pueden causar alteraciones importantes en la biodiversidad y los servicios ambientales (Vilà et al., 2006). Por ejemplo, muchos árboles exóticos son plantados por su elevada producción maderera u otros productos asociados. No obstante, algunos se expanden más allá de su área de plantación y desplazan especies nativas, **reduciendo así la diversidad florística**. Además, su dominancia altera la estructura de la vegetación y los hábitats que sirven de refugio a los animales. En general, las especies con mayor potencial invasor serían las capaces de invadir el interior de las áreas forestales. Por ejemplo, las especies leñosas y tolerantes a condiciones de baja luminosidad utilizadas en jardinería tienen una alta probabilidad de convertirse en invasoras

y establecerse en el interior de los fragmentos forestales (González-Moreno et al., 2013).

Algunas especies invasoras pueden también **alterar los ciclos de nutrientes** y la disponibilidad de agua tanto a escala local como de cuenca. Por ejemplo, las especies fijadoras de N, como las acacias o las robinias, modifican la fertilidad del suelo. En regiones mediterráneas de Sudáfrica la invasión por distintas especies de pinos modifica tanto la disponibilidad de agua en el suelo como la hidrología de las cuencas, en España y en general en los países europeos mediterráneos no hay casos llamativos de invasiones por coníferas o bien han sido poco estudiados (Carrillo-Gavilán y Vilà, 2010).

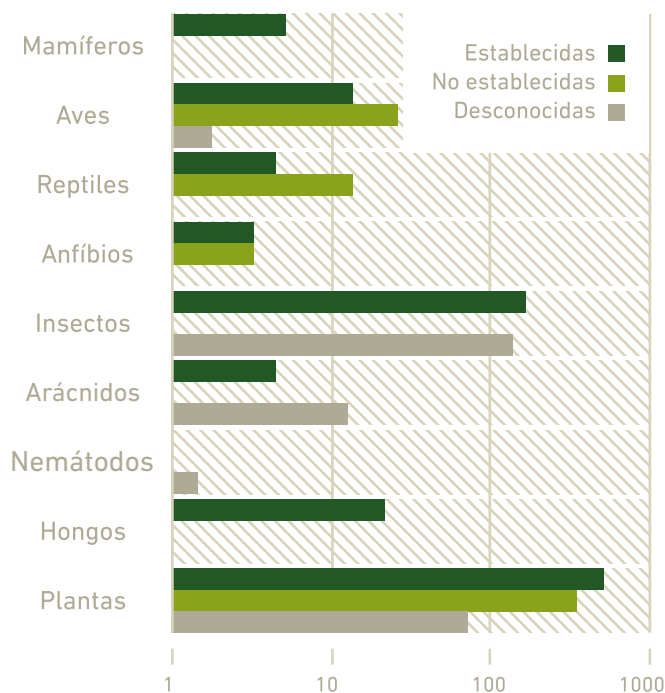


Figura 1. Número de especies exóticas detectadas en ecosistemas terrestres españoles según datos del proyecto DAISIE (información extraída el 08/09/11; <http://www.europe-aliens.org>). Las plantas y los insectos exóticos son los grupos con una mayor presencia en ecosistemas terrestres

Los animales introducidos pueden producir impactos parecidos asociados a la competencia, depredación, hibridación, parasitismo o alteración de relaciones mutualistas como la dispersión de semillas. Estos efectos a menudo no ocurren en la región nativa, donde se encuentran en equilibrio con las especies con las que coexisten. Por ejemplo, en su región de origen, la hormiga argentina (*Linepithema humile*) coexiste con otras especies nativas de la región de donde procede. Pero en las zonas en donde ha sido introducida, entre ellas el litoral ibérico y en islas, la especie se extiende rápidamente, **compiendo por los recursos** con las hormigas nativas, hasta llegar a dominar la comunidad.



Interacciones con otros componentes del cambio global

Las invasiones biológicas son procesos dinámicos. Desde hace tiempo se sabe que muchas especies introducidas no se naturalizan o expanden hasta que las condiciones ambientales les son propicias. Las especies procedentes de áreas templadas o más frías que la región mediterránea tenderán a expandirse hacia áreas de mayor altitud, hacia las umbrías o a latitudes más elevadas. Sin embargo, si las proyecciones futuras son correctas, el **cambio climático** puede conllevar un aumento de la abundancia de especies exóticas procedentes de áreas climáticas más cálidas que las mediterráneas. Además, cada vez habrá más demanda para introducir especies xerofíticas que posean características fisiológicas y reproductivas adaptadas a la sequía y a las temperaturas elevadas. Esto ya es

evidente en jardinería (xerojardinería) y puede que también ocurra en la restauración de las cubiertas de vegetación y en la silvicultura. Las expectativas sobre la plantación a gran escala de especies como **biocombustible** también pueden agravar la problemática de las invasiones biológicas de forma alarmante, sobre todo porque las especies que actualmente están en el punto de mira, como por ejemplo el ailanto (*Ailanthus altissima*) o el mijo perenne (*Panicum virgatum*), son precisamente especies exóticas con alto potencial invasor, es decir, con capacidad para que una vez introducidas se establezcan y expandan.



Figura 2. Chumbara (*Opuntia spp.*) invadiendo un campo abandonado de olivos. Montserrat Vilà.

Las proyecciones futuras sobre cambios en el uso del suelo ponen de manifiesto que la abundancia de especies exóticas aumentará en áreas forestales. Muchas de estas áreas forestales constituyen áreas colonizadas por especies leñosas después del **abandono de tierras de cultivo**. Durante la transición de áreas agrícolas a forestales se puede producir el establecimiento de especies exóticas que antes quedaban relegadas a áreas muy marginales en los bordes de los cultivos, tal como en el caso de las chumberas (*Opuntia spp.*) (Figura 2). Otro cambio de uso de suelo que favorece las invasiones son las transiciones hacia **áreas urbanizadas**. En estas circunstancias, las áreas de borde entre las zonas urbanizadas y las zonas forestales constituyen “puertas de entrada” de especies exóticas, muchas de ellas ornamentales. Claramente, los bosques más fragmentados y menos aislados poseen un mayor grado de invasión que los bosques más extensos y menos rodeados de áreas agrícolas y urbanas. Finalmente, se espera que la pérdida y alteración de los ecosistemas naturales asociadas al creciente proceso de urbanización facilite la expansión de muchas especies invasoras. En las aves, por ejemplo, la mayor parte de especies invasoras sólo tiene éxito en hábitats urbanizados, en donde las especies nativas son menos abundantes, lo que contribuye al fenómeno de la homogeneización biótica (Case, 1996).

El fuego también constituye un motor de cambio en el uso del suelo. Muchas especies forestales exóticas, como los eucaliptos y las acacias, son plantadas resistentes al fuego y además pueden propiciar el **riesgo de incendios**. En Galicia y norte de Portugal, después del fuego se produce una germinación masiva de semillas de *Eucalyptus globulus* y *Acacia dealbata* cuyos pies además poseen la capacidad de rebrotar. En algunos casos,

los eucaliptales se abandonan transformándose en bosques mixtos donde el eucalipto persiste y se expande. Por el contrario, en otros casos, después de los incendios existe un manejo activo para transformar áreas agrícolas en nuevas plantaciones de eucaliptales, aumentando así una retroalimentación positiva entre invasión, cambios de uso de suelo y fuego.



Indicadores y mapas de riesgo

Además de la introducción intencionada de especies, la llegada y establecimiento de especies exóticas aumenta con las **perturbaciones antrópicas** (Gassó et al., 2012). Estos patrones se ven reflejados a escala regional. En la España peninsular, la riqueza de especies vegetales invasoras es mayor en las zonas próximas a las áreas metropolitanas, especialmente en la costa mediterránea, y aumenta con la extensión de áreas urbanas y la densidad de vías de comunicación (Gassó et al., 2009). Las áreas forestales son en general poco susceptibles a las invasiones. Sin embargo, se debería hacer especial hincapié en la **interfaz urbano-forestal** donde se espera un mayor riesgo de invasión por el aumento de la fragmentación y la frecuentación humana, y en bosques que poseen un régimen intrínseco de perturbación alto como por ejemplo los bosques de ribera (Figura 3). Una intensa actividad humana facilita las invasiones porque aumenta la presión por propágulos de especies exóticas y reduce la resistencia biótica de las comunidades naturales. Sin embargo, la actividad humana no es el único factor que explica la diversidad de especies invasoras. La riqueza



Figura 3. Invasión de la hierba de la Pampa (*Cortaderia selloana*) junto a *Pinus pinea*. Elías D. Dana

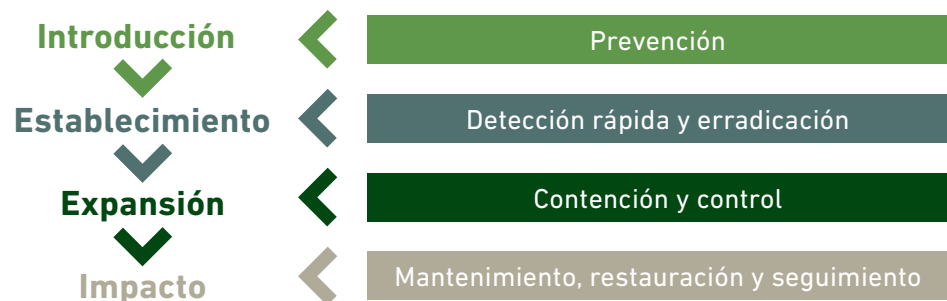
de especies vegetales invasoras disminuye con la altitud y la precipitación, de lo que se deduce que las áreas de clima moderado son las más vulnerables a la invasión.

Las invasiones biológicas son una de las causas más importantes de la pérdida actual de biodiversidad. Por tanto, esperaríamos que en lugares con gran diversidad de especies exóticas, las especies nativas fueran menos diversas. Pero a

menudo encontramos lo opuesto: los lugares con **más especies exóticas** también contienen **más especies nativas**. Análisis recientes sugieren que la correlación positiva entre la riqueza de plantas exóticas y nativas se explica, por un lado, por la heterogeneidad ambiental y factores que favorecen la diversidad biótica tanto de un grupo como del otro y, por otro lado, por factores antrópicos que reducen la resistencia de las comunidades nativas a la invasión (Bartomeus et al., 2012).

La modelización de la distribución de las especies exóticas en relación a las características ambientales anteriormente descritas ha permitido la identificación de las **áreas** con mayor **riesgo de invasión** antes de que la propia invasión tenga lugar. Por ejemplo, el análisis de 78 especies vegetales invasoras a nivel peninsular indica que la mayoría de las especies no ha llegado a ocupar ni la mitad de su distribución potencial (Gassó et al., 2012). Además, aquellas especies con una mayor ocupación son en general las que presentan un mayor tiempo de residencia en la Península. De la misma manera, con base en escenarios futuros de cambios en el uso del suelo y predicciones climatológicas, se pueden establecer las **áreas potenciales de distribución** de especies invasoras y usarlas para prevenir su expansión (Chytrý et al., 2012).

Figura 4. Estrategias de gestión de especies exóticas invasoras en función del estado del proceso de invasión.





Fundamentos ecológicos para la gestión

Actualmente existen muchas bases de datos y sistemas de información que pueden ayudarnos a identificar las especies invasoras de mayor riesgo, como por ejemplo el atlas de plantas invasoras para España (Sanz-Elorza et al., 2004), USDA (<http://plants.usda.gov>), DAISIE (<http://www.europe-aliens.org/>), CABI (<http://www.cabi.org/isc>), NOBANIS (<http://www.nobanis.org/>) o GISP (<http://www.issg.org/database/welcome/>).

Las actuaciones de gestión para especies exóticas se pueden agrupar en cuatro grandes categorías: (1) prevención (2) detección precoz y erradicación, (3) contención y control, y (4) mantenimiento, restauración y seguimiento. La adopción de una u otra **estrategia** depende de la **fase** en que se encuentre el proceso de invasión (Figura 4), así como de las posibilidades reales de éxito de acuerdo con las características del medio y de las especies gestionadas, los recursos disponibles, el apoyo institucional y social, y la distribución de los esfuerzos de gestión a lo largo del tiempo (Dana y Rodríguez-Luengo, 2008).

La **prevención** es la estrategia más eficaz y con menor coste económico y ambiental. Incluye todas aquellas políticas y medidas que se implementan para evitar la entrada de una especie antes de su llegada (en el país de origen o en la vía de entrada), a su llegada (en la zona de intercepción) o como reacción de emergencia una vez detectada para proceder a su control inmediato (el **Ejemplo 9** sirve como muestra de este caso, ante la pérdida de

Biomasa). Un aspecto crítico en la prevención es la identificación de especies potencialmente invasoras, la cual se realiza mediante protocolos de análisis de riesgo. Estos métodos utilizan información sobre la distribución y abundancia actual y potencial de las especies, sus características biológicas y los impactos que puedan causar para estimar la probabilidad de que una especie sea introducida en un territorio, se establezca o genere efectos indeseados. Mediante estos protocolos, se han identificado 80 especies vegetales exóticas con potencial invasor si se introdujeran en España (Andreu y Vilà, 2010).

Una vez identificado el potencial invasor de las especies, el paso siguiente es la instauración de un sistema de vigilancia para detectar el establecimiento de especies exóticas. Para ello, es importante disponer de un plan de **detección precoz** y respuesta rápida que disponga de los recursos personales y materiales necesarios para dar una respuesta apropiada y eficaz cuando aún la especie no está establecida. En este proceso juegan un papel muy importante los agentes rurales y guardas forestales, puesto que son los que más rápidamente pueden identificar las nuevas especies y dar aviso para intentar erradicarlas (en el **Ejemplo 2** se describen estas estrategias para la salvaguarda de la **Biodiversidad**).

La **erradicación** definitiva de una especie invasora sólo es viable durante las primeras fases del proceso de invasión o en poblaciones aisladas. En el caso de especies invasoras ya establecidas, las opciones más adecuadas son limitar su área de distribución, lo que se conoce como contención, o reducir su densidad (control). También es fundamental establecer un seguimiento continuo de aquellas que poseen poblaciones pequeñas puesto

que para muchas es solo cuestión de tiempo para que pasen a convertirse en invasoras.

En general, los métodos disponibles para erradicar, **contener o controlar** las especies invasoras se clasifican en: manuales, mecánicos, químicos y biológicos. Los métodos manuales se realizan en zonas reducidas o susceptibles de ser dañadas por actuaciones mecánicas o químicas. Estas a su vez se basan en el uso de maquinaria o productos químicos para gestionar extensiones mayores de especies exóticas invasoras (en esta línea, otra manera de conservar la **Biodiversidad** se explica en el **Ejemplo 3**). En casos donde las poblaciones son imposibles de erradicar, el control biológico utiliza otros organismos para reducir la densidad de las poblaciones establecidas o la capacidad competitiva de las especies exóticas. Normalmente estos organismos son enemigos naturales específicos del huésped que se quiere controlar. Dado que todos estos métodos tienen sus ventajas e inconvenientes, deben ser atentamente evaluados para poder identificar el más adecuado en cada situación. En Europa los permisos para poder realizar control biológico son muy estrictos.

La erradicación o control de una especie invasora raramente se consigue con actuaciones puntuales, sino que requieren medidas a largo plazo que permitan al ecosistema permanecer libre de especies exóticas y recuperar su flora y fauna autóctonas. Todo plan de gestión precisa, pues, de un programa de **mantenimiento y restauración** del ecosistema una vez finalizadas las actuaciones de erradicación o control. Las actuaciones de mantenimiento evitan la reaparición de la especie invasora pero también de nuevas especies exóticas que puedan aprovechar ese vacío ecológico para instalarse. En cambio, las actuaciones de restauración están

encaminadas a facilitar el funcionamiento del ecosistema y la recuperación de las especies nativas.

La necesidad de estos programas de mantenimiento y restauración depende de las características de la especie invasora y de los impactos que haya causado sobre el ecosistema receptor. Asimismo, el **seguimiento** a medio y largo plazo tanto de la respuesta de las especies invasoras gestionadas como de las especies nativas es necesario para asegurar el éxito de la actuación, ya que permite controlar la aparición de efectos secundarios indeseados, determinar la duración de las actuaciones de mantenimiento y finalmente, evaluar la necesidad de aplicar medidas de restauración específicas, como por ejemplo la revegetación con especies nativas. La información registrada durante este seguimiento permite acumular información para planificar futuros programas de gestión. El uso de **indicadores de eficacia** es imprescindible para controlar el estado del ecosistema y dar herramientas a los gestores para seguir fácilmente la evolución de sus actuaciones. Así, en el caso de plantas exóticas, las comparaciones entre lugares invadidos, lugares de referencia no invadidos y lugares donde una determinada especie invasora ha sido eliminada permiten a los gestores no sólo determinar la eficacia de las medidas de control o erradicación sino también cuantificar la recuperación del ecosistema nativo.

En España la gestión de las especies exóticas se ha centrado principalmente en la aplicación de medidas de control mecánico o químico a escalas locales, en cambio la prevención y los planes de detección precoz y respuesta rápida a **escalas más globales** han sido muy poco utilizados. Además, normalmente las actuaciones de control o erradicación han sido diseñadas con objetivos a

corto plazo, sin medidas de mantenimiento, restauración y seguimiento a largo plazo que permitan evaluar y asegurar el éxito de dichas actuaciones. Las principales limitaciones a la hora de hacer frente a las especies invasoras parecen ser la falta de financiación, la descoordinación entre administraciones y colectivos implicados, la poca concienciación social, un marco legal insuficiente o la falta de pautas para la priorización de la gestión de especies invasoras (Andreu y Vilà, 2007).



Referencias

- Andreu J, Vilà M. 2007. Análisis de la gestión de las plantas invasoras en España. *Ecosistemas* 16:109–124.
- Andreu J, Vilà M. 2010. Risk analysis of potential invasive plants in Spain. *Journal for Nature Conservation* 18:34–44.
- Bartomeus I, Sol D, Pino J, Vicente P, Font X. 2012. Deconstructing the native-exotic richness relationship in plants. *Global Ecology and Biogeography* 21:524–533.
- Carrillo-Gavilán MA, Vilà M. 2010. Little evidence of invasion by alien conifers in Europe. *Diversity and Distributions* 16:203–213.
- Case TJ. 1996. Global patterns in the establishment and distribution of exotic birds. *Biological Conservation* 78:69–96.
- Chytrý M, Wild J, Pyšek P, et al. 2012. Projecting trends in plant invasions in Europe under different scenarios of future land-use change. *Global Ecology and Biogeography* 21:75–87.
- DAISIE. 2009. Handbook of alien species in Europe. Springer. <http://www.europe-aliens.org/>
- Dana E, Rodríguez-Luengo JL. 2008. Gestión del control de las especies exóticas invasoras. En: Vilà M, Valladares F, Traveset A, Santamaría L, Castro P (Eds.), *Invasiones Biológicas*. CSIC-Divulgación.
- Gassó N, Sol D, Pino J, Dana ED, Lloret F, Sanz-Elorza M, Sobrino E, Vilà M. 2009. Exploring species attributes and site characteristics to assess plant invasions in Spain. *Diversity and Distributions* 15:50–58.
- Gassó N, Thuiller W, Pino J, Vilà M. 2012. Potential distribution range of invasive plant species in Spain. *NeoBiota* 12:25–40.
- González-Moreno P, Gassó N, Pino J, Vilà M. 2012. Landscape context modulates plant invasions in Mediterranean forest edges. *Biological Invasions* 15:547–557.
- Sanz-Elorza M, Dana ED, Sobrino E. 2004. Atlas de las plantas alóctonas invasoras en España. Dirección General para la Biodiversidad.
- Vilà M, Bacher S, Hulme P, Kenis M, Kobelt M, Nentwig W, Sol D, Solarz W. 2006. Impactos ecológicos de las invasiones de plantas y vertebrados terrestres en Europa. *Ecosistemas* 15:13–23.

Un modelo de gestión basado en la previsión

Enrique Doblas Miranda, Lluís Brotons, Marc Gracia, Regino Zamora, Francisco Javier Bonet

Un repaso a los modelos de gestión

La gestión y la investigación se han encontrado tradicionalmente interconectadas por un marco socioeconómico y de conocimiento comunes (Figura 1). El **contexto socioeconómico** influye intensamente tanto en la manera de gestionar nuestros bosques como en los objetivos a los que se debe dirigir la investigación científica. A su vez, los avances científicos y las nuevas estrategias de gestión pueden afectar al desarrollo económico y a la opinión pública. Por otra parte, no es solamente la **investigación** la que aumenta nuestros conocimientos sobre el funcionamiento y el cambio de los ecosistemas. También la propia **gestión forestal** puede contribuir a poner de manifiesto nuevos aspectos del sistema del que extrae beneficios. De igual manera, los investigadores también aprovechan los sistemas forestales para el progreso científico.

A partir de finales del siglo XIX e inicios del XX, la gestión forestal se acogió a los principios centroeuropeos de la **producción sostenible de fibra** (Burton et al., 2003). Esta gestión basada en fundamentos científicos resultó muy exitosa en términos productivos, pero obviaba las consecuencias indirectas o a largo plazo que implican, entre otras técnicas, la utilización de especies foráneas (utilizadas sólo por el hecho de su alta productividad), las masas densas, los monocultivos y la falta de diversidad estructural. Es más, esta falta de perspectiva no era compensada por un seguimiento de las consecuencias de las prácticas de gestión utilizadas.

Este modelo de gestión carente de seguimiento ha sido el más generalizado entre las administraciones públicas, y combina observaciones casuales con experiencias a menudo poco o nada documentadas. Frente a éste, en el último cuarto del siglo XX surgió por primera vez el concepto de **“gestión adaptativa”** (Holling, 1978). Este concepto está basado en un conocimiento científico más profundo sobre los ecosistemas naturales y en la experiencia ad-

quirida experimentalmente sobre el terreno. Pasa por admitir la falta de conocimiento inequívoco y definitivo sobre la manera en la que funcionan los ecosistemas y por reconocer la incertidumbre en el pronóstico, adaptándonos a los cambios según nos enfrentamos a ellos y adquirimos la experiencia apropiada.

Sin embargo, debido a la magnitud de los factores de cambio global descritos en la sección anterior y a sus implicaciones en la gestión forestal, ésta necesita de un **nuevo marco conceptual**. Si bien la incertidumbre ha de seguir marcando la agenda de la gestión forestal (y, por tanto, el seguimiento debe ser una parte ineludible de cualquier estrategia de gestión), los conocimientos actuales en modelización ecológica, predicción climática y evaluación de escenarios futuros permiten un estudio comparativo de las probabilidades de éxito para cada estrategia de gestión. Es decir, parece evidente que resulta mejor prevenir que sufrir, especialmente si dicha previsión se basa en un elaborado conocimiento científico que ayude a reducir la incertidumbre en los efectos de las decisiones que pueden ser tomadas.

Gestión basada en la previsión

Partiendo del marco descrito en la figura 1, el presente modelo se centra en cómo la investigación puede contribuir al conocimiento necesario para la gestión forestal en el contexto específico de cambio global. Dicha contribución viene marcada por tres agentes principales:

1. El estado actual del ecosistema, influido por el propio pasado de uso y aprovechamiento del mismo. Todo ecosistema cuenta con unas condiciones iniciales en parte heredadas de un pasado histórico de uso previo. Este historial de uso ha demostrado ser muy influyente a la hora de interpretar el impacto de nuevas perturbaciones y cambios de uso posteriores (Puerta-Piñero et al., 2012), además de suponer una herramienta básica para recabar información sobre el régimen de perturbaciones existente hasta el momento.

2. La evolución y los impactos previstos para los principales factores de cambio global que pue-

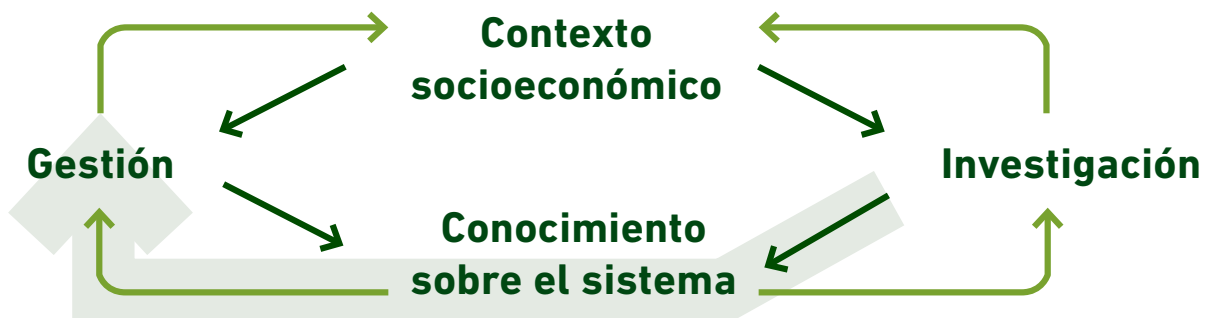


Figura 1. Marco conceptual para el planteamiento del modelo. El contexto socioeconómico se deja influir y, principalmente, marca los objetivos de ambas disciplinas, mientras que tanto la gestión como la investigación contribuyen a un conocimiento sobre el sistema que también aprovechan.

dan influir en el ecosistema de estudio. El conocimiento del impacto y las dinámicas derivadas de los factores de cambio global permite anticipar sus consecuencias sobre el ecosistema. La disposición de mapas de riesgo y la detección de síntomas de estrés permiten evaluar la importancia de unos u otros factores y las posibilidades de su impacto, juntos o por separado, en el ecosistema de interés.

3. Las estrategias de gestión previstas y cómo éstas pueden afectar al estado del ecosistema. Son las actividades de gestión presentes (o la falta de ellas) las que van a marcar el desarrollo del ecosistema desde el momento de la evaluación. La consideración de diversas alternativas de gestión permitirá valorar las consecuencias más probables de cada una de ellas, dejando al gestor o propietario decidir sobre la conveniencia de una u otra clase de actuación.

Estos tres agentes determinan los cambios en el ecosistema, lo que nos permite anticiparnos

a ellos. Dicha manera de actuar se define como una **gestión basada en la previsión**, porque ajusta los objetivos y metodologías de la gestión según la evolución prevista del ecosistema para mejorar el impacto de las acciones planteadas (Figura 2). La investigación contribuye a la mejora de la gestión a través del conocimiento del ecosistema y el desarrollo de bases ecológicas que puedan nutrir la toma de decisiones sobre manejo. Para desarrollar esta base, el investigador se vale de la **modelización** de posibles **escenarios futuros** en los que se considera tanto la evolución prevista del ecosistema y su funcionamiento como la de los servicios y bienes asociados. Esta modelización se realiza a través del conocimiento de los tres agentes descritos. En otras palabras, cómo podría cambiar el sistema bajo la presión de dichos factores. Esta valiosa previsión es la base ecológica que puede ayudar a la gestión a cumplir sus objetivos dentro de un marco de cambio global.



Figura 2. Planteamiento del modelo. La investigación considera cómo el propio pasado del sistema (uso histórico del mismo), los factores de cambio global y la gestión afectan al sistema ecológico, para modelizar posibles escenarios futuros

De la teoría a la práctica

La gestión ideal del ecosistema debería ser afrontada desde una perspectiva basada en la anticipación y la previsión. De esta manera se pretende dejar al gestor la elección de sus acciones conforme a una justa **evaluación entre amenazas y objetivos**. Sin embargo, ya sea por falta de las herramientas apropiadas, del conocimiento necesario o por una, desafortunadamente cada vez más común, insuficiencia de fondos, no siempre se puede realizar dicha evaluación o afrontar las medidas correctoras oportunas.

Para solventar, al menos, la falta de conocimiento y herramientas, en la sección anterior se ha proporcionado **información** sobre cómo detectar los indicios de afectación por diversos factores de cambio global, a la vez que se han mostrado los enlaces y direcciones donde encontrar mapas de riesgo y detección a diversas escalas. Por otro lado, en la siguiente sección, se ejemplifican diversas situaciones en las que se aplican los principios de la gestión basada en la previsión. En algunos ejemplos los **casos de estudio** están profusamente descritos, demuestran un alto grado de implicación científica en la parcela de estudio y por tanto una mayor especificidad y menor incertidumbre en los resultados. Otros se basan en el conocimiento disponible para teorizar sobre las posibles alternativas de gestión y sus consecuencias. Aunque en estos casos la previsión no se adapta a una zona concreta, sirven como ejemplo de cómo incluso con un conocimiento más general de los factores de riesgo se puede elegir una estrategia de gestión más apropiada. Finalmente, algunos casos de estudio describen el uso de nuevas herramientas a escala local, o nuevas e interesantes estrategias, normalmente

a escala regional, para promover y llevar a cabo una gestión basada en la previsión.

Referencias

- Burton PJ, Messier C, Weetman GF, Prepas EE, Adamowicz WL, Tittler R. 2003. The current state of boreal forestry and the drive for change. En: Burton PJ, Messier C, Smith DW, Adamowicz WL (eds.), *Towards Sustainable Management of the Boreal Forest*, 1–40. NRC Research Press.
- Holling CS. 1978. *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Wiley.
- Puerta-Piñero C, Espelta JM, Sánchez-Humanes B, Rodrigo A, Coll L, Brotons L. 2012. History matters: Previous land use changes determine post-fire vegetation recovery in forested Mediterranean landscapes. *Forest Ecology and Management* 279:121–127.

Ejemplos de cómo integrar el cambio global en la gestión

En esta sección se encuentran los 16 ejemplos, ordenados según los principales servicios y bienes ecosistémicos que se pretenden conservar. Se han considerado tres **servicios ecosistémicos** de gran importancia y que a su vez se encuentran íntimamente relacionados con la calidad de los bienes o el aumento de las posibilidades de obtención de beneficio a través de la gestión forestal: La biodiversidad, el balance de carbono (C) y el mantenimiento de los flujos de agua. Por la parte de **bienes forestales** se ha tenido en cuenta la madera principalmente y otros productos no madereros en menor medida (concretamente el corcho), además del paisaje, concebido en algunos casos como un bien turístico y en otros como una manera de abarcar los beneficios de la gestión forestal a escala regional (por ejemplo, a la hora de evitar la erosión de una cuenca).

Cabe aclarar, no obstante, que los servicios ecosistémicos siempre son **múltiples** y están **interrelacionados**. Es decir, un mismo tipo de gestión forestal u ordenación territorial siempre lleva asociada la mejora o alteración de diversos servicios y bienes. Por lo tanto, en los ejemplos descritos, aunque se destaca un servicio o bien concreto con fines orientativos y la facilitación de su localización en el libro, se describen otros beneficios o consecuencias asociados a esa estrategia de gestión. Los ejemplos presentados son los siguientes:

Relacionados con la **Biodiversidad**: 1) Naturalización de pinares de repoblación, 2) La hormiga argentina en Doñana y 3) Las plantas invasoras en los ecosistemas de ribera. Además del caso 4.

Relacionados con el **Balance de C**: 4) La saca de la madera quemada y la restauración post-incendio y 5) Una herramienta para la estima del C a escala nacional. Además del caso 13.

Relacionados con la gestión del **Agua**: 6) Gestión de la cuenca del Cardener y 7) Contribución de los bosques de ribera en los ecosistemas sujetos a deposición de nitrógeno. Además de los casos 3, 10 y 16.

Relacionados con la **Biomasa** maderera: 8) Gestión de pinares xerófilos y encinares post-incendio, 9) Expansión de patógenos invasores: el nematodo del pino, 10) El cambio climático y la toma de decisiones en la gestión forestal, 11) Vulnerabilidad del pino silvestre ante el cambio climático. Otras maneras de gestionar la biomasa en el caso 4. Y relacionados con los **Productos no madereros**: 12) Cambio global y gestión en Los Alcornocales.

Relacionados con el **Paisaje**: 13) Análisis del riesgo por ozono en la sierra de Guadarrama, 14) Expansión de plagas por cambios en el clima y el uso del suelo: la procesionaria del pino, 15) Monitoreo del decaimiento en Cataluña: Proyecto DEBOSCAT, 16) La forestación en el control y la prevención de la erosión. Además del caso 6.

Para cada ejemplo se empieza describiendo el caso de estudio. Posteriormente se describen distintas posibilidades de gestión, incluyendo desde las alternativas más convencionales a las más cercanas a una gestión basada en la previsión, de las que se nombrarán los beneficios y posibles problemas asociados.



Rut Aspizua Cantón

Naturalización de pinares de repoblación: la biodiversidad ante el cambio global

Regino Zamora, Francisco Javier Bonet

Caso de estudio



Las repoblaciones forestales realizadas durante el último siglo han dado lugar a masas densas, monoespecíficas, muy pobres en diversidad biológica. Los pinares de repoblación ocupan un 25% de las casi 15 millones ha forestales que hay en España (Ortuño, 1990). En la actualidad, buena parte de estas **repoblaciones**, plantadas fundamentalmente con fines de protección de la erosión, constituyen masas densas, monoespecíficas y coetáneas en las que la sucesión ecológica está detenida (Gómez-Aparicio et al., 2009). En su estado actual, estas densas masas suponen zonas de alto riesgo de generación y propagación de **grandes incendios** y son comúnmente invadidas por **plagas forestales**. Además, el cambio climático provocará previsiblemente procesos de decaimiento masivo que ya han empezado a observarse (por ejemplo en la Sierra de los Filabres, Almería). En definitiva, los pinares de repoblación que tenemos en la actualidad son formaciones vegetales con una elevada vulnerabilidad frente a agentes bióticos o abióticos (Kenk y Guehne, 2001). Esta vulnerabilidad se debe en buena medida a que durante muchos años no se han realizado los tratamientos forestales adecuados para mejorar su estado funcional y estructural.

En esta situación resulta imprescindible realizar una profunda transformación de la estructura y funciones de los pinares de repoblación. Se trata de promover la naturalización de estos pinares con objeto de que tengan una estructura más natural y puedan desarrollar funciones ecológicas como la regeneración, dispersión, producción de frutos, etc. El proceso de **naturalización** implica que las plantaciones de pinos se transformen en formaciones más naturales y capaces de suministrar servicios ecosistémicos a la sociedad. Entre los servicios más destacados está la prevención de incendios forestales, además de permitir la entrada de luz al sotobosque, reducir la competencia entre los individuos y fomentar la entrada de propágulos de especies como la encina y el roble o de matorrales.



Posibilidades de gestión

La naturalización como objetivo final de buena parte de las repoblaciones forestales está recogida en la legislación forestal vigente y tanto el Plan Forestal Español como buena parte de los autonómicos contemplan este proceso como prioritario. La naturalización implica la realización de diversas actuaciones forestales, siendo la más común el **aclareo** de las masas demasiado densas. Cuando la densidad del pinar no es demasiado elevada es posible realizar **siembras** o plantaciones de quercíneas o de matorrales con objeto de reforzar el proceso de regeneración bajo el dosel forestal.

Tanto las claras/clareos como las repoblaciones bajo pinar se han realizado de manera tradicional en muchos pinares de repoblación. Sin embargo desconocemos algunos **aspectos ecológicos** clave que nos ayudarían a maximizar el efecto “naturalizador” de estos tratamientos forestales. Por ejemplo, desconocemos cuál es la intensidad de aclareo óptima o el papel que desempeña la estructura del pinar de repoblación (forma, límites, estructura interna) a la hora de fomentar la **regeneración** bajo el dosel forestal (González-Moreno et al., 2011). Asimismo, es importante determinar el efecto que tiene el uso del suelo en el pasado sobre en la regeneración de quercíneas bajo el pinar de repoblación y el impacto potencial del cambio climático en el proceso de naturalización. Otro problema clave para abordar la naturalización de las masas de pinar es el económico, pues la aplicación de las actuaciones forestales necesarias a todo el territorio requiere importantes inversiones que, en la coyuntura económica actual, parecen inviables. En

definitiva, tanto las cuestiones científicas que quedan pendientes de resolver como las limitaciones económicas existentes para abordar la naturalización, ponen de manifiesto la necesidad de elaborar un **modelo conceptual** que nos ayude a abordar el problema de una manera planificada y consistente.



Beneficios de la gestión basada en la previsión

El proceso de planificación de las repoblaciones forestales requiere una aproximación basada en la gestión adaptativa (Figura 1). Esta implica una **investigación** que permita generar información útil para la toma de decisiones, así como la puesta en marcha de procedimientos para la evaluación de las actuaciones realizadas. El modelo conceptual propuesto se basa en los siguientes aspectos:

1. Disponer de **información** contrastada y actualizada que permita responder a las cuestiones científicas. Los inventarios forestales pueden mostrar la regeneración de especies arbóreas y arbustivas de manera espacialmente explícita. También es importante contar con la distribución espacial de las variables climáticas y su predicción futura con objeto de evaluar el impacto del cambio climático. Otros datos interesantes son la topografía, la estructura y densidad del pinar o la distancia a fuentes donadoras de semillas.
2. Diseñar un **sistema de apoyo** a la toma de decisiones que nos permita conocer los lugares en los que es más adecuado realizar las actuaciones forestales para maximizar la regeneración bajo el

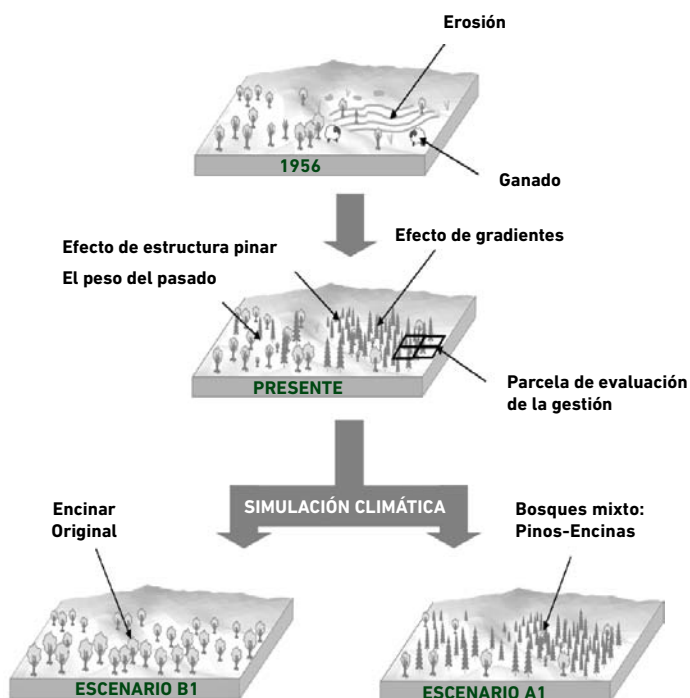
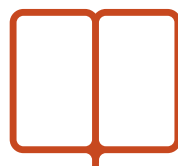


Figura 1. Modelo conceptual que muestra los elementos biofísicos más importantes que han de ser considerados a la hora de implementar protocolos de gestión adaptativa de los pinares de repoblación. En primer lugar es fundamental conocer las condiciones ambientales previas a la plantación de los pinares; el exceso de pastoreo, carboneo y los procesos erosivos justificaron las actuaciones forestales. Los usos del suelo en 1956 explican un porcentaje importante de la regeneración de encina observada en la actualidad. En el presente se han tener en cuenta los gradientes abióticos y la densidad del pinar para evaluar la ubicación de las actuaciones forestales (Gómez-Aparicio et al., 2009). También es imprescindible poner en marcha protocolos de seguimiento para evaluar los efectos ecológicos de los tratamientos realizados. Gracias a estas consideraciones espacio-temporales y temáticas podremos diseñar modelos predictivos de la situación en el futuro, valorando distintos escenarios de cambio climático (en este caso, el B1, basado en la sostenibilidad y con menos emisiones de gases de efecto invernadero, y el A1, de crecimiento económico y mayores emisiones)

pinar. Este sistema debe proporcionar “mapas de gestión” que indicarán a los gestores estos lugares.

3. Tras la ejecución de las actuaciones forestales en el territorio, es necesario poner en marcha mecanismos de evaluación de la eficacia de dichos trabajos. Para ello se han de establecer parcelas de **seguimiento** en las que se medirán periódicamente variables como la altura, el diámetro y proyección de copa de los árboles, la regeneración de las especies dominantes y el número y abundancia de las especies presentes en la parcela.



Referencias

- Gómez-Aparicio L, Zavala MA, Bonet FJ, Zamora R. 2009. Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. *Ecological Applications* 19:2124–2141.
- González-Moreno P, Quero JL, Poorter L, Bonet FJ, Zamora R. 2011. Is spatial structure the key to promote plant diversity in Mediterranean forest plantations? *Basic and Applied Ecology* 12:251–259.
- Kenk G, Guehne S. 2001. Management transformation in central Europe. *Forest Ecology and Management* 151:107–119.
- Ortuño Medina F. 1990. El plan para la repoblación forestal de España del año 1939. *Análisis y Comentarios. Ecología* 1:373–392.



Biodiversidad alterada por la hormiga argentina en Doñana

Elena Angulo, Stéphane Caut, Xim Cerdá

Caso de estudio



La hormiga argentina (*Linepithema humile*) está en la lista de la IUCN de las 100 peores especies invasoras del mundo (http://www.issg.org/worst100_species.html). Aunque las reinas de la hormiga argentina no vuelan, lo que limita su dispersión, la densidad de individuos en un hormiguero es muy alta. Sus **hormigueros** se extienden en una superficie considerable y las reinas se trasladan fácilmente por las pistas subterráneas o en superficie que conectan los diferentes nidos de la colonia o el nido con las fuentes de alimento, favoreciendo la invasión. En las zonas invadidas es una especie dominante y agresiva que hace desaparecer a prácticamente todas las especies nativas de hormigas, disminuye la presencia y abundancia del resto de invertebrados y tiene también efectos negativos sobre ciertos vertebrados. De manera indirecta también pueden afectar a la salud y producción de las plantas de las zonas que invade, propiciando el desarrollo o expansión de los pulgones u otras plagas de las que se beneficia. Por tanto, sus **efectos sobre la biodiversidad** de las zonas invadidas son drásticos, afectando a procesos claves del ecosistema, como la polinización o la dispersión de semillas.

En la región mediterránea, la hormiga argentina está **asociada al hombre** (Carpintero et al., 2003), en cuyas casas obtiene protección frente a las altas temperaturas estivales y la sequía, aunque también se ha extendido por zonas boscosas como pinares y alcornocales. En España, se encuentra principalmente en el litoral, aunque también llega a ciudades no costeras como Sevilla (Giraud et al., 2002). La hormiga argentina entró en la **Reserva Biológica de Doñana**, una matriz de matorral mediterráneo con pinares, sabinas y alcornocales dispersos, hacia los años 70, probablemente con los materiales de construcción para reformar el Palacio de Doñana, tras la declaración de Parque Nacional.

En el año 1981 se observó el primer alcornoque invadido y a principios de los años 90 más de la mitad de los alcornoques existentes en un radio de 1,5 km alrededor del Palacio ya estaban invadidos (Carpintero et al., 2005). Más tarde fueron invadidos algunos alcornoques aislados, lo que indicaba una **expansión** de la hormiga argentina a través del hombre (guardas o investigadores llevando material infectado de un lado a otro) o de aves carroñeras. En la actualidad, la hormiga argentina ocupa la mayoría de las casas del Parque Nacional de Doñana, y también se adentra en algunos pinares y alcornoques (Angulo et al., 2007).



Posibilidades de gestión

El **conocimiento** de la distribución de la especie, sus preferencias de hábitat y sus formas de expansión es esencial tanto para prevenir nuevos brotes, como para erradicar o controlar la población de la hormiga argentina. El **seguimiento** anual del grado de invasión es una herramienta sencilla pero esencial para el análisis a largo plazo de la eficacia de las medidas de gestión.

A pesar de que hasta la fecha no existe ningún mapa detallado de la distribución de la hormiga argentina en Doñana, desde 2004 se viene realizando un **muestreo** de los alcornoques de la Reserva alternando dos tipos de protocolos. El primero está basado en un conjunto de trampas de caída que recogen la información de las hormigas presentes y su abundancia durante 24 h (Angulo et al., 2007), mientras que el segundo consiste en visitar los árboles para identificar qué especies se encuentran

en el tronco. Así, se ha podido observar cómo la estructura lineal de la Vera (el ecotono entre la marisma y el matorral) favorece la invasión de los alcornoques que allí se encuentran, por lo que su invasión completa puede ser una cuestión de tiempo.

La prevención de nuevos focos de invasión se ha centrado en actuaciones que eviten su propagación por las actividades humanas, como por ejemplo el **control de las carroñas** que se utilizan para cebar las trampas de captura de rapaces, o el traslado de la basura o de los animales que se encuentran muertos en el campo. Asimismo, se han eliminado algunas **estructuras antrópicas** que favorecen la invasión como la base de cemento en los cercados. En estos casos, la regresión de la hormiga argentina y la restauración de la comunidad de hormigas de la zona se han dado de forma natural.



Beneficios de la gestión basada en la previsión

A pesar de los trabajos iniciales que mostraron su presencia y expansión en el Parque Nacional (Carpintero et al., 2003, 2005; Angulo et al., 2007), el reducido apoyo institucional no ha favorecido una gestión enfocada a la posible **erradicación** o control poblacional. Ciertamente, su erradicación de los hábitats naturales es muy difícil si no se quiere dañar al conjunto del ecosistema. Sin embargo, la erradicación podría intentarse en las primeras fases de invasión, en los ambientes más antropizados, como las casas, para evitar su propagación a los ambientes naturales.

Hay que prestar especial atención al balance de la **gestión del uso del suelo**. Las transiciones hacia zonas urbanizadas, como el pueblo de Matalascañas en el límite del Parque, favorecerán la expansión de la hormiga argentina a lo largo de esta zona de contacto. Sin embargo, si la gestión del monte va orientada a evitar la fragmentación de los bosques, ello también podría favorecer la expansión de la hormiga argentina a través de los corredores de vegetación que le sean favorables.

Europe. Proceedings of the National Academy of Sciences 99:6075–6079.



Referencias

Angulo E, Boulay R, Rodrigo A, Retana J, Cerdá X. 2007. Efecto de una especie invasora, *Linepithema humile*, la hormiga argentina, sobre la biodiversidad del Parque Nacional de Doñana (Huelva): descripción de las interacciones con las hormigas nativas. En: Ramírez L, Asensio B (eds.), Proyectos de Investigación en Parques Nacionales: 2003–2006, 161–179. OAPN, Ministerio de Medio Ambiente.

Carpintero S, Reyes-López J, de Reyna LA. 2003. Impact of human dwellings on the distribution of the exotic Argentine ant: a case study in Doñana National Park, Spain. *Biological Conservation* 115:279–289.

Carpintero S, Reyes-López J, de Reyna LA. 2005. Impact of Argentine ants (*Linepithema humile*) on an arboreal ant community in Doñana National Park, Spain. *Biodiversity and Conservation* 14:151–163.

Giraud T, Pedersen JS, Keller L. 2002. Evolution of supercolonies: the Argentine ants of the southern



Moisés Guardiola

Amenazas de las plantas invasoras sobre la biodiversidad de los ecosistemas de ribera

Jara Andreu y Montserrat Vilà

Caso de estudio



Los ambientes riparios son uno de los ecosistemas con mayor concentración de plantas exóticas y mayor **riesgo de invasión** (Planty-Tabacchi et al., 1996). Por un lado, las riberas presentan una elevada disponibilidad de **agua y nutrientes**, y además son medios sometidos a perturbaciones naturales recurrentes que favorecen la entrada y el establecimiento de estas especies (Décamps et al., 2006). Las grandes avenidas, por ejemplo, no sólo remueven el suelo sino que también aportan propágulos de otras partes de la cuenca, facilitando la **dispersión** y el establecimiento de plantas, tanto nativas como exóticas, a través de los cursos de agua. Por otro lado, la concentración secular de la actividad humana en las inmediaciones de los ríos ha intensificado el régimen de **perturbaciones antrópicas**, tales como los cambios de uso del suelo, la fragmentación o la urbanización, que favorecen la llegada constante de propágulos de especies exóticas. Asimismo, en los bosques de ribera, frecuentemente se han plantado especies arbóreas exóticas con la intención de restaurar los cauces y los hábitats que sirven de refugio para otras especies. Pero muchas veces estos objetivos consiguen el efecto contrario, la introducción de estas especies puede ocasionar cambios inesperados e indeseados.

Algunas de las especies exóticas que consiguen establecerse en los bosques de ribera presentan crecimiento clonal o reproducción vegetativa y poseen una gran capacidad de expansión y acaban convirtiéndose en invasoras. En los tramos medios y bajos de ríos muy alterados por el hombre, las especies exóticas pueden llegar a ser **dominantes** (Planty-Tabacchi et al., 1996; Décamps et al., 2006). Por su comportamiento invasor destacamos la caña (*Arundo donax*), la falsa acacia (*Robinia pseudoacacia*), el ailanto (*Ailanthus altissima*, foto portada ejemplo), el eucalipto (*Eucalyptus sp.*), el aligustre japonés (*Ligustrum lucidum*), la madreSelva del Japón

(*Lonicera japonica*) y algunas variedades de chopos introducidos por su producción maderera. También son importantes algunas especies arbustivas o herbáceas introducidas en jardinería como por ejemplo la budleya (*Buddleja davidii*, Figura 1), la pita (*Agave americana*), la tradescantia (*Tradescantia fluminensis*), el polígono japonés (*Reynoutria japonica*) o la parra virgen (*Parthenocissus quinquefolia*).

Algunas especies invasoras pueden ser lo suficientemente competitivas como para desplazar a la flora nativa, dando lugar a comunidades vegetales monoespecíficas muy densas que concentran gran cantidad de sedimentos (Décamps et al., 2006). Tal es el caso de **la caña**, considerada una de las especies invasoras más agresivas a escala mundial debido a su rápido crecimiento que altera tanto la biodiversidad, como la calidad del agua y la dinámica hídrica. Su intensa tasa de transpiración reduce los **recursos hídricos**, lo que es principalmente preocupante en las zonas secas o áridas, como son gran parte de las zonas españolas en las que esta especie abunda. Además, en poco tiempo forma densos y altos cañaverales, en el interior de los cuales casi no crece ninguna otra planta. Esto no sólo afecta a la flora sino también a la fauna asociada, empobreciendo drásticamente la **diversidad biológica**. Además, algunas plantas invasoras, como el ailanto, pueden producir sustancias alelopáticas que inhiben el crecimiento de las especies nativas.



Figura 1. *Buddleja davidii* es una planta ornamental de origen asiático que se ha naturalizado principalmente en los márgenes de río. Moisés Guardiola

Posibilidades de gestión

Dado que los impactos de las plantas invasoras son reconocidos, la mayoría de índices que valo-

ran el estado ecológico de los bosques de ribera consideran la presencia de plantas exóticas como una presión negativa a su correcto funcionamiento (Magdaleno et al. 2010). Aún así, la erradicación o control de las especies invasoras es uno de los aspectos más conflictivos en la gestión de las riberas puesto que su **control** resulta extremadamente **complicado**, las iniciativas más efectivas acostumbran a ser muy costosas, y a menudo son muy agresivas para el medio. A pesar de que las garantías de eliminación completa son bajas o bien suponen un gasto económico difícil de asumir, existen ejemplos de experiencias exitosas como por ejemplo la eliminación de la caña en distintos tramos fluviales de los ríos catalanes (ACA 2009).

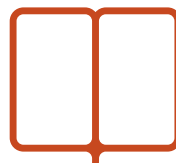
Es fundamental tomar medidas en las **fases iniciales** de invasión, cuando afrontar el control o erradicación de estas especies es viable técnicamente y, sobre todo, económicamente. Las particularidades de cada especie (estrategias de dispersión, de formas vitales, de preferencias ecológicas, etc.) determinaran el método de control a utilizar.



Beneficios de la gestión basada en la previsión

Prevenir su introducción y propagación es el método de gestión más eficaz. Dado que las especies exóticas se expanden en riberas bastante degradadas, la mejor forma de **prevenir** su expansión es velar por su buen estado de conservación de los bosques de ribera.

No obstante, dadas las numerosas presiones que estos ecosistemas reciben, en muchos casos los valores naturales que se conservan son tan escasos y la presencia de especies invasoras tan elevada, que hay que ser proactivo para lograr un medio ripario en buen estado tanto a corto como a medio plazo. En estos casos será necesario llevar a cabo intervenciones de **restauración fluvial**, que incluyan tanto la eliminación de especies exóticas como la plantación de árboles y de arbustos para la recuperación del bosque de ribera autóctono.



Referencias

- ACA, Agència Catalana de l'Aigua. 2009. La gestió i recuperació de la vegetació de ribera. Guia técnica per a actuacions en riberes.
- Décamps H, PlantyTabacchi AM, Tabacchi E. 2006. Changes in the hydrological regime and invasions by plant species along riparian systems of the Adour River, France. *Regulated Rivers: Research & Management* 11:23–33.
- Magdaleno F, Martínez R, Roch V. 2010. Índice RFV para la valoración del estado del bosque de ribera. *Ingeniería Civil* 157:85–96.
- Planty-Tabacchi AM, Tabacchi E, Naiman RJ, DeFerrari C, Décamps H. 1996. Invasibility of species-rich communities in riparian zones. *Conservation Biology* 10:598–607.



Efecto de la saca de la madera quemada sobre el balance de C y la restauración post-incendio

Jorge Castro, Andrew S Kowalski, Penélope Serrano-Ortiz

Caso de estudio



En el **Parque Natural y Nacional de Sierra Nevada** se está estudiando desde el año 2006 el efecto de la extracción de la madera quemada sobre diversos aspectos relacionados con la estructura y funcionamiento del ecosistema. El sitio de estudio es un pinar de repoblación (que ardió en septiembre de 2005) situado en la loma de **Lanjarón**, donde se establecieron parcelas experimentales en colaboración con la dirección del Parque Nacional. Los resultados ponen de manifiesto la importancia de analizar a medio y largo plazo el balance de la gestión post-incendio. Desde el punto de vista ecológico, la madera quemada es un componente clave para la estructura y funcionamiento del ecosistema. El hecho de sacarla tendría sentido en caso de conseguir con ello alguna ventaja clara para la gestión o la conservación. Sin embargo, su extracción afecta negativamente a diversas funciones y parámetros del ecosistema.

Posibilidades de gestión



Tras un incendio forestal es habitual proceder a la extracción completa de la madera quemada, eliminando las ramas y otros restos mediante quema o astillado (Castro et al., 2011), actividad que en su conjunto se conoce como **saca de la madera**. Las principales razones que se consideran hoy día para proceder a la saca en ecosistemas mediterráneos son de índole silvícola, ya que se asume que en caso de no realizarla será más difícil y costoso acometer labores de reforestación. Sin embargo, la saca de madera conlleva un profundo cambio en el paisaje

post-incendio que puede afectar a aspectos claves para la regeneración natural, como el microclima, la disponibilidad de nutrientes, o el escenario en el que se desenvuelven las interacciones planta-animal.

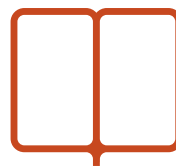


Beneficios de la gestión basada en la previsión

Los troncos y ramas quemadas actúan como **estructuras nodriza** que reducen la temperatura del suelo y el estrés hídrico de las plantas produciendo así una mejora microclimática que incrementa la supervivencia de plántulas y brinzales (Castro et al., 2011). La madera quemada también actúa como un importante **reservorio de nutrientes** que se van incorporando al suelo (Marañón-Jiménez y Castro, 2013), y la complejidad estructural que generan troncos y ramas esparcidos por el suelo protege a los juveniles de especies leñosas ante los herbívoros ungulados. Además, la saca de la madera altera las interacciones planta-animal claves para la sucesión natural, como es el caso de la dispersión de bellotas por parte de los **arrendajos**. Estos continúan dispersándolas desde encinas próximas hasta áreas quemadas en las que no se han tumbado los árboles pero apenas usan las áreas en las que se extrae la madera (Castro et al., 2012). Esta selección de hábitat del arrendajo provoca un bloqueo de la dinámica natural de colonización de áreas quemadas por parte de las quercíneas. La saca de la madera origina también un **empobrecimiento de las comunidades** de aves y de plantas (Castro et al., 2012), lo que de nuevo está probablemente relacionado con una simplificación en la estructura del hábitat que afecta a la disponibilidad de recursos y nichos ecológicos.

La saca de la madera afecta también a un proceso clave en un escenario de cambio climático como el **balance de carbono** con la atmósfera. La respiración del suelo (emisión neta de CO₂, tanto autótrófica como heterotrófica) fue mayor en presencia de restos de madera quemada, probablemente debido a la mayor biomasa microbiana y disponibilidad de nutrientes registrados en el suelo en presencia de madera quemada. Sin embargo, el balance a escala de ecosistema arrojó valores de emisión neta en torno a 120 g C m² al año en caso de sacar la madera, mientras que el tratamiento donde no se intervino tras el incendio se comportó como un sumidero de carbono (Serrano-Ortiz et al., 2011). Este resultado puede explicarse por la mayor producción primaria en caso de dejar la madera *in situ*, lo que está igualmente relacionado con la mayor disponibilidad de nutrientes y la mejora microclimática.

Para el incendio de Lanjarón, los resultados muestran además que el **coste** de reforestación en caso de proceder a la saca fue aproximadamente el doble que en caso de no intervenir tras el incendio (Leverkus et al., 2012). Estos resultados apuntalan en definitiva la necesidad de un manejo adaptativo que considere las particularidades de cada caso de estudio con objeto de maximizar el potencial de regeneración natural y optimizar los recursos humanos y económicos disponibles.



Referencias

Castro J, Allen CD, Molina-Morales M, Marañón-Jiménez S, Sánchez-Miranda A, Zamora R. 2011. Salvage logging versus the use of burnt wood as a

nurse object to promote post-fire tree seedling establishment. *Restoration Ecology* 19:537–544

Castro J, Puerta-Piñero C, Leverkus AB, Moreno-Rueda G, Sánchez-Miranda A. 2012. Post-fire salvage logging alters a key plant-animal interaction for forest regeneration. *Ecosphere* 3:art90.

L Leverkus AB, Puerta-Piñero C, Guzmán JR, Navarro J, Castro J. 2012. Post-fire salvage logging increases restoration costs in a Mediterranean mountain ecosystem. *New Forest* 43:601–613.

Marañón-Jiménez S, Castro J. 2013. Effect of decomposing burnt wood on soil fertility and nutrient availability in a Mediterranean ecosystem. *Biogeochemistry* 112:519–535.

Serrano-Ortiz P, Marañón-Jiménez S, Reverter BR, Sánchez-Cañete EP, Castro J, Zamora R, Kowalski AS. 2011. Post-fire salvage logging reduces carbon sequestration in Mediterranean coniferous forest. *Forest Ecology and Management* 262:2287–2296.



Una herramienta para la estimación del balance de C a escala nacional

Jordi Vayreda

Caso de estudio



En contra de la mayoría de estudios a escala más local, los **inventarios forestales** a escala nacional proporcionan una información sistemática, estadísticamente no sesgada y regularmente actualizada que ofrece una visión general del conjunto de bosques representando la variación temporal y espacial a lo largo de gradientes ambientales. Es por ello que estos inventarios se han convertido en una fuente de información imprescindible para cuantificar y entender los patrones de **reservorio y de sumidero de carbono** (C) a escala regional y global. Esto se debe, por un lado, a los largos tiempos de residencia del C en los bosques, y por otro, a los cambios significativos en las reservas y en el balance de C que algunas perturbaciones altamente destructivas pueden producir en poco tiempo.

Hasta la fecha, en España existen dos inventarios forestales sucesivos (IFN2 e IFN3) llevados a cabo con una metodología que los hace comparables de manera que permiten saber con exactitud cuál es la reserva y el balance de carbono de los bosques españoles. Estos dos inventarios están basados en un **muestreo periódico** de 10 años de las mismas parcelas y de los mismos árboles de los cuales se registra su tamaño y especie. A partir de las dimensiones de cada árbol, y mediante ecuaciones específicas, se estima su reserva (biomasa o carbono) de cada pie (vivo o muerto) y de cada fracción: madera, ramas, hojas, raíces, etc.; de la suma de ambas estimaciones se obtiene el valor por hectárea. Finalmente, el valor por hectárea obtenido multiplicado por la superficie arbolada de cada provincia y por especie permite obtener el **valor absoluto** o existencias (Vayreda et al., 2012a). Por comparación entre los dos inventarios en relación al tiempo transcurrido entre ambos se puede saber la tasa de crecimiento, de mortalidad, de reclutamiento y de aprovechamientos. Hallando la diferencia de reservorio entre ambos inventarios obtenemos la **tasa de cambio**, el balance anual o la capacidad de sumidero (Vayreda et al, 2012b).

Una información muy relevante a escala nacional que se puede obtener es una estimación del porcentaje de las emisiones antropogénicas compensadas por los bosques españoles peninsulares (no incluye matorrales, pastos ni el balance de los suelos forestales). Si los bosques fijan de media cada año 42 millones de toneladas de CO₂ y las emisiones de origen antropogénico correspondientes al año 2001 fueron de 245 millones de t CO₂, se deduce que los bosques españoles sólo **compensan el 17,5%** de estas emisiones, es decir, sería necesaria una superficie de bosque seis veces mayor a la actual para conseguir compensarlas. Debido a la falta de datos en el IFN2, este cálculo no in-

cluye la capacidad de sumidero de cinco comunidades, que representan 2,7 millones de hectáreas de bosque, ni la parte correspondiente a la nueva superficie arbolada. En la Tabla 1 se muestran estos discriminados por comunidades. En un extremo, con porcentajes de emisiones compensadas muy elevados se hallan las **comunidades autónomas** escasamente pobladas pero con gran superficie de bosque (Castilla y León y la Rioja), en el otro extremo se hallan las comunidades con una densidad de población muy elevada (Cataluña y la Comunidad de Madrid) o con una superficie de bosques muy baja (Región de Murcia) o ambas a la vez (Andalucía y Comunidad Valenciana).

	Superficie arbolada 10 ⁶ ha	Stock acumulado 10 ⁶ t CO ₂	Capacidad de sumidero 10 ⁶ t CO ₂ /año	Emisiones (año 2001) 10 ⁶ t CO ₂ /año	Emisiones compensadas %
Andalucía	2,41	233	4,7	54,1	8,7
Aragón	1,19	150	3,6	8,5	42,1
Principado de Asturias			Sin datos		
Baleares			Sin datos		
Canarias			Sin datos		
Cantabria			Sin datos		
Castilla y León	2,12	374	8,4	16,5	50,5
Castilla-La Mancha	1,85	197	4,6	12,2	37,6
Cataluña	1,39	247	5,7	41,8	13,6
Comunidad de Madrid	0,20	23	0,6	35,1	1,6
Comunidad Valenciana	0,63	51	1,2	29,9	4,0
Extremadura	1,46	140	2,7	7,0	38,6
Galicia	1,05	300	5,7	16,3	34,9
La Rioja	0,13	34	0,8	1,7	45,1
Navarra			Sin datos		
País Vasco	0,39	135	3,8	15,1	24,9
Región de Murcia	0,27	16	0,4	7,2	6,2
España	13,08	1899	42,1	245,4	17,1

Tabla 1. Superficie arbolada (millones de hectáreas), Stock de CO₂ acumulado (millones de t CO₂) y capacidad de sumidero de CO₂ de los bosques españoles (millones de t CO₂/año) en comparación con las emisiones de gases de efecto invernadero (año 2001) y % de emisiones compensadas por los bosques por comunidades autónomas y para el total de España.



Posibilidades de gestión

Más allá de los grandes números, los inventarios también son una herramienta para la gestión. Es conocido que los **bosques acumulan C**, pero además esta capacidad parece que va en aumento debido al incremento del CO₂ atmosférico: por un lado, actúa directamente como fertilizante; y por otro, actúa indirectamente aumentando la temperatura, alargando en consecuencia el período vegetativo. Por lo tanto, una gestión destinada a aumentar la biomasa y, en consecuencia, las reservas de C se debería valorar positivamente. Sin embargo, en la Península Ibérica, donde el **agua** es a menudo el principal **factor limitante**, el calentamiento global junto con el aumento de la biomasa podría producir el efecto contrario. Ante la alta demanda se reduciría la disponibilidad hídrica comprometiendo la capacidad de sumidero del bosque.

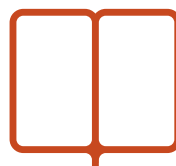
Teniendo en cuenta que en el período entre los dos inventarios la temperatura ha aumentado de manera significativa, cabe preguntarse si ya hay indicios de que esta capacidad se haya reducido y qué bosques se han visto más afectados. Efectivamente, se ha detectado un efecto generalizado de disminución de la capacidad de sumidero con el **calentamiento** que ha afectado de manera más negativa a los bosques de la **España húmeda** que a los bosques de la España seca (Vayreda et al, 2012b). Dicho de otra manera, los bosques del norte de España y de zonas de montaña, con presencia de especies que se encuentran en su límite más meridional de distribución, se han mostrado más sensibles al efecto del calentamiento; en cambio, las especies mediterráneas del centro y sur de la Península, más acostumbradas al estrés hídrico, apenas han sufrido ese efecto.



Beneficios de la gestión basada en la previsión

Dado que el aumento de la reserva de biomasa incrementa también la competencia por el agua, la **gestión forestal** podría servir para **mitigar** el efecto negativo del **calentamiento**. Con el estudio comparativo de los inventarios se ha detectado una respuesta diferente entre los bosques sin gestión, donde el calentamiento ha reducido significativamente la capacidad de sumidero, y los bosques gestionados, donde se ha neutralizado dicho efecto (Vayreda et al, 2012b).

En consecuencia, la gestión podría ser una herramienta útil para mitigar, al menos en parte, el efecto del calentamiento global, ya que probablemente reduce la competencia por los recursos limitantes manteniendo la capacidad del bosque como sumidero de C.



Referencias

- Vayreda J, Gracia M, Canadell JG, Retana J. 2012a. Spatial patterns and predictors of forest carbon stocks in western Mediterranean. *Ecosystems* 15:1258–1270.
- Vayreda J, Martínez-Vilalta J, Gracia M, Retana J. 2012b. Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology* 18:1028–1041.



Jérôme Latron

Gestión de la cuenca del Cardener para garantizar los recursos de agua

Francesc Gallart, Pilar Llorens, Andreu Manzano

Caso de estudio



La gestión de las cuencas de cabecera se ha basado históricamente en la premisa de que la presencia de una cubierta forestal densa es la mejor opción para optimizar los recursos de agua. Sin embargo, numerosas investigaciones realizadas a lo largo del siglo XX han demostrado, inequívocamente, que la **cubierta forestal** representa un **consumo de agua** netamente superior a cualquier otra cubierta (Calder, 2005). Es decir, con una cubierta forestal los recursos de agua superficiales y subterráneos se ven reducidos. Es por lo tanto necesario desarrollar una nueva generación de planes de gestión de cuenca que tengan en cuenta adecuadamente las interacciones entre los distintos tipos de cubierta y los procesos hidrológicos (FAO, 2007).

En este apartado se presenta la posible gestión enfocada al aumento o conservación de los recursos hídricos de la cuenca del **río Cardener**, afluente del Llobregat. Se trata de una cuenca de cabecera (308 km²) de elevada importancia en la gestión de los recursos hídricos en Cataluña, por ser una de las principales fuentes de recursos hídricos de la ciudad de Barcelona. La cuenca tiene un uso principalmente forestal, recreativo y agrícola, y una moderada actividad industrial. Una pequeña parte de la cuenca está ocupada por el Parc Natural Cadí-Moixeró.

Los aportes de agua de la cuenca han sufrido un **descenso significativo** que va de unos 107 hm³ medios anuales en 1950 a unos 83 hm³ en el año 2000. Desde mediados del siglo XX, se ha producido en la cuenca un notable aumento de la cubierta forestal (aproximadamente en un 22% del área) debido principalmente al **abandono rural**, mientras que las series de temperatura y precipitación (esta última de gran variabilidad) no muestran tendencias temporales claras. Por tanto, esta disminución de los aportes se ha atribuido principalmente al aumento del consumo de agua por la cubierta forestal, que se ha estimado en un 0,6% anual (Gallart et al., 2011).

Las previsiones de cambio de la cubierta vegetal no permiten considerar la posibilidad del aumento de la superficie de bosque al mismo ritmo, ya que en la actualidad, las áreas con potencial para la expansión o densificación forestal son muy limitadas. En cambio, las previsiones de cambio climático para la región apuntan a un **aumento de la temperatura** y a una cierta **reducción de la precipitación**, principalmente en verano, que favorecerían la expansión del bosque en altitud y la sustitución de especies en bajas altitudes o solanas. En estas condiciones, es de prever una disminución apreciable de los recursos hídricos, en particular en las áreas donde la evapotranspiración está limitada por la energía disponible.



Posibilidades de gestión

Debido a la elevada interdependencia entre servicios ecosistémicos, existen posibilidades de gestión contrapuestas: por un lado, una gestión destinada a un mayor secuestro de carbono y reducción de la erosión (ver **Ejemplo 16**); y, por otro, la destinada a aumentar los recursos hídricos, a través de la **reducción del área forestada**. Ante la alternativa de la regeneración natural de campos abandonados, la gestión forestal de la cuenca debería tener como objetivo la disminución del consumo natural de agua, con el fin de compensar en el futuro la esperable reducción de recursos hídricos debida al aumento de la temperatura y eventual descenso de la precipitación.

Las actuaciones propuestas representan, de algún modo, la recuperación de escenarios de uso y

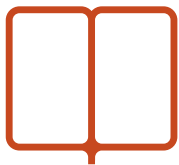
cubierta del suelo de un pasado reciente. Las dos principales opciones de gestión serían: (i) el **cambio permanente** de algunas áreas de bosque a pasto o cultivo herbáceo, y (ii) la reducción de la duración del **ciclo de tala** de las explotaciones forestales.



Beneficios de la gestión basada en la previsión

Para la cuenca estudiada, utilizando el modelo de **balance hidrológico** de Zhang et al (2001), se estima que la conversión de bosque en pastizal representaría con el clima actual un aumento de unos 0,13 hm³ anuales por km² en las áreas más elevadas de la cuenca y de unos 0.08 hm³ en las áreas bajas (Delgado et al., 2010). Estas mismas cifras pueden emplearse para los primeros años después de la tala en explotaciones forestales. Sin embargo, debido a que el consumo de agua del bosque aumenta con su edad hasta llegar a la **estabilización** cuando se produce el cierre de las cubiertas, durante el período de crecimiento el aumento medio de los aportes consecuencia de la tala podría estimarse en la mitad de las cifras citadas.

Las actuaciones propuestas no serían rentables por sí mismas, sino que su viabilidad económica requeriría compensaciones por el aumento de los aportes de agua en la cuenca, o **pago** por servicios ecosistémicos. Alternativamente, los prados supraforestales podrían tener un uso conservacionista si se integraran en el Parc Natural Cadí-Moixeró. Por otro lado, estas actuaciones deberían evitarse en las áreas de la cuenca ocupadas por formaciones geológicas propensas a **procesos erosivos** y a deslizamientos de terreno.



Referencias

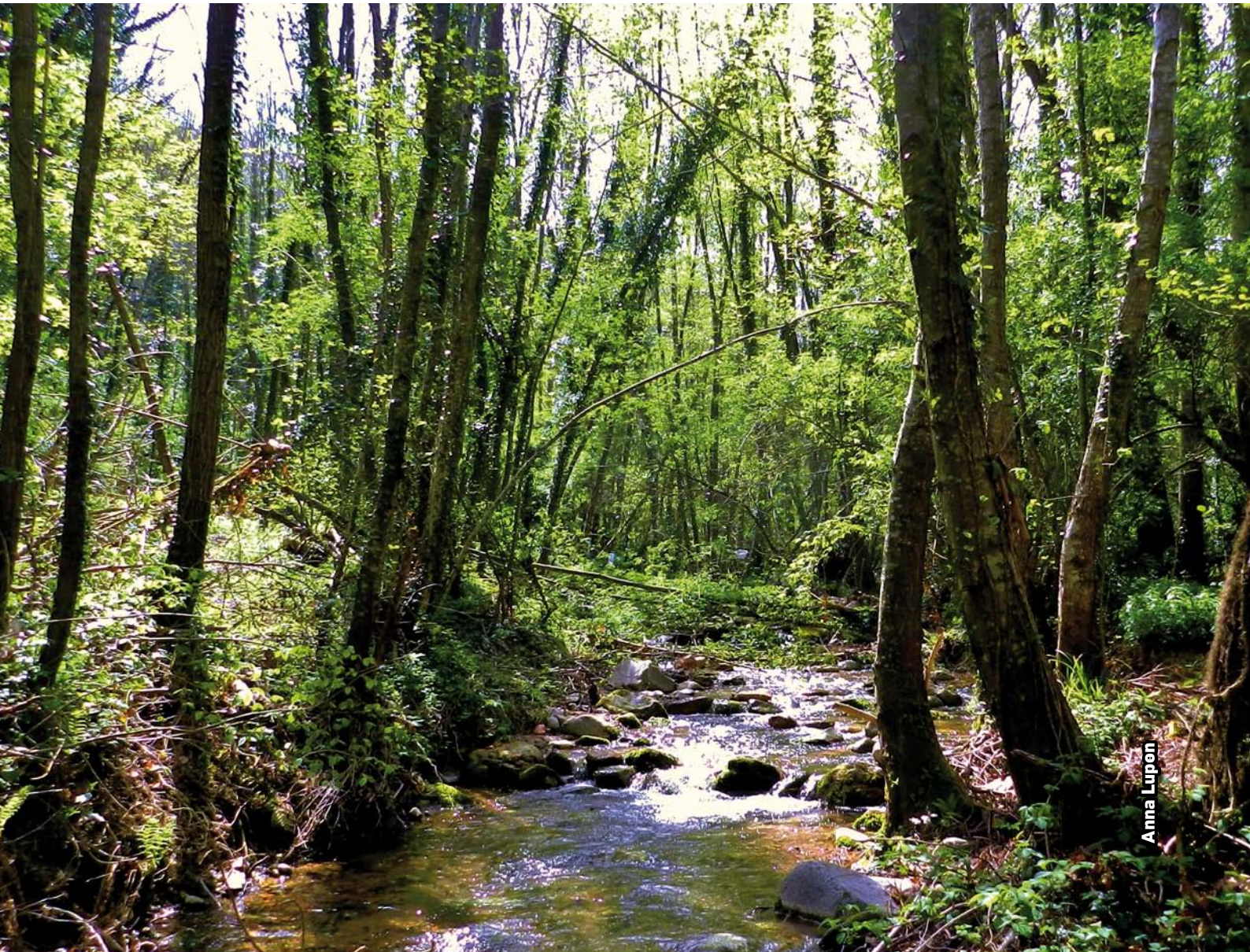
Calder IR. 2005. The Blue Revolution. Integrating land and water resource management. Earthscan.

Delgado J, Llorens P, Nord G, Calder IR, Gallart F. 2010. Modelling the hydrological response of a Mediterranean medium-sized headwater basin subject to land cover change: The Cardener River basin (NE Spain). *Journal of Hydrology* 386:125–134.

FAO, Food and Agriculture Organization. 2007. La nueva generación de programas y proyectos de gestión de cuencas hidrográficas. *Estudios FAO Montes* 150.

Gallart F, Delgado J, Beatson SJV, Posner H, Llorens P, Marcé R. 2011. Analysing the effect of global change on the historical trends of water resources in the headwaters of the Llobregat and Ter river basins (Catalonia, Spain). *Physics and Chemistry of the Earth* 36:655–661.

Zhang L, Dawes WR, Walker GR. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37:701–708



Anna Lupen

Contribución de los bosques de ribera a la mejora de la calidad del agua en los ecosistemas sujetos a deposición de nitrógeno

Susana Bernal, Anna Lupon, Anna Àvila, Francesc Sabater

Caso de estudio



Los bosques de ribera suelen asentarse sobre zonas aluviales bien desarrolladas y con poca pendiente, donde pueden acceder al nivel freático y así evapotranspirar en continuo durante el período vegetativo, sin experimentar una excesiva limitación hídrica. Las especies arbóreas propias de la ribera suelen ser caducifolias y no coníferas ni esclerófilas, que son las especies que típicamente colonizan las cabeceras y vertientes de cuencas semiáridas donde las bolsas de freático son menores y de más difícil acceso. Tanto la sombra densa que ofrecen los árboles de ribera como la proximidad del freático a la superficie del suelo contribuyen a incrementar la **humedad del suelo** y favorecen el establecimiento de una gran **diversidad** de plantas herbáceas y arbustivas. Además de ofrecer comida y cobijo a muchos organismos y de favorecer la dispersión y migración de plantas y animales, estos distintos estratos de vegetación previenen la **erosión** del suelo y el transporte de sedimentos durante tormentas y grandes avenidas, lo que contribuye significativamente a mantener la calidad del agua superficial y de los ecosistemas acuáticos (Figura portada ejemplo).

A pesar de que la aplicación de fertilizantes es la mayor vía de entrada de nitrógeno (N) inorgánico en muchas cuencas hidrográficas, la principal entrada de N reactivo en cuencas forestales con poca actividad agrícola o ganadera es la deposición atmosférica. La capacidad de las zonas de ribera de **retener nutrientes** del freático, y en particular nitrato, se ha constatado en decenas de estudios realizados en todo el mundo, incluida la región mediterránea, donde se ha detectado una disminución significativa de nitrato del freático (de hasta un 10% por metro) según éste fluye bajo la zona de ribera. Esta reducción se debe principalmente a dos mecanismos: su **asimilación** por parte de la vegetación y la **desnitrificación**, que es la transformación de nitrato a gas de N mediada por bacterias. La desnitrificación es un proceso



Figura 1. Dos ejemplos de bosques de ribera en Cataluña: a) Vista aérea del bosque de ribera de la riera de Dosrius en el Parque Natural del Montnegre-Corredor, b) bosque de plátanos recién talado en la riera de Arbúcies. Francesc Sabater y Eduardo Martín

que ocurre en condiciones anaeróbicas, cuando el suelo está saturado de agua. En zonas áridas y semiáridas, esto ocurre con poca frecuencia incluso en suelos de ribera, con lo que la desnitrificación en zonas de ribera mediterráneas es prácticamente nula a escala anual (< 2%) y el principal mecanismo de retención de nitrato es la asimilación por parte de la vegetación de ribera. Así pues, tanto la conservación como la **gestión** adecuada de estos bosques es una buena estrategia para preservar la **calidad del agua** y prevenir los efectos nocivos que la deposición crónica de N puede provocar en los recursos hídricos y los ecosistemas acuáticos en un futuro próximo.



Posibilidades de gestión

A pesar de la cantidad de servicios que nos ofrecen los bosques de ribera y de las decenas de estudios científicos que corroboran su importancia, estos ecosistemas están **poco valorados**. Prueba de ello es que ni siquiera se consideran de forma explícita en la Directiva Marco del Agua de la Comunidad Europea (WFD, 2000/960/EC), con lo que los gestores y agentes forestales disponen de pocos manuales de referencia que incluyan recomendaciones básicas sobre cómo preservar, gestionar o restaurar estos ecosistemas (Arizpe et al., 2008). Por desgracia, la presión antropogénica a la que están sujetos los bosques de ribera es alta y, en muchos casos, éstos se encuentran en un pésimo estado de conservación. La proliferación de **especies invasoras** (algunas de ellas con capacidad de fijar N atmosférico como *Robinia pseudoacacia*), la sustitución de especies endémicas por plantacio-

nes de árboles con requerimientos hídricos elevados como *Platanus* spp., y la **tala** indiscriminada de los bosques de ribera, son algunas de las acciones que comprometen la función de depuradoras naturales que nos brindan estos ecosistemas.

Una gestión forestal dirigida a incrementar la eficiencia de los bosques de ribera en la retención de nitrato, además de otros nutrientes y contaminantes, debe procurar mantener una demanda alta de nutrientes por parte de la vegetación y prevenir la saturación del sistema. Esto puede promoverse manteniendo el bosque en una fase de sucesión intermedia mediante una **entresaca proactiva**, que conserve pies de todas las edades distribuidos a lo largo de toda la extensión de la ribera. Durante las operaciones de extracción es importante minimizar la degradación del suelo. Para ello es preferible trabajar de forma tradicional, empleando caballos o bueyes para extraer la madera, y prescindir de maquinaria forestal.

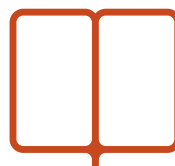


Beneficios de la gestión basada en la previsión

Hay que tener en cuenta que la capacidad de asimilación de nutrientes de los ecosistemas de ribera depende de la geomorfología, la topografía y de la composición de especies. También es un factor clave la anchura de la franja de ribera, necesiándose por lo menos de 5 a 30 m de ancho para asegurar una reducción sustancial de la carga de nutrientes en el freático. Por último, es aconsejable favorecer la **regeneración natural** de los ecosistemas de ribera, con especies endémicas de la

región y evitar la proliferación de especies oportunistas y exóticas (ver **Ejemplo 3**).

En conjunto, la aplicación de estas medidas de gestión no sólo contribuirían a mantener y mejorar la **calidad** actual **del freático** que descarga en ríos y lagos, sino que permitiría aminorar a largo plazo los efectos negativos de la deposición crónica de nitrógeno sobre las aguas freáticas y los ecosistemas acuáticos.



Referencias

Arizpe D, Mendes A, Rabaça JE. 2008. Áreas de Ribera Sostenibles. Una guía para su gestión. Generalitat Valenciana.



Daniel Moya

Gestión de la biomasa en pinares xerófilos y encinares post-incendio

Daniel Moya, Jorge de las Heras

Caso de estudio



En la Península Ibérica, en **1994** se quemaron casi 440000 ha de monte debido en su mayor parte a un elevado número de **grandes incendios forestales**, encontrándose la mayor proporción de superficie afectada en la zona mediterránea (Enríquez-Alcalde, 2010; [Capítulo d](#)). En este caso práctico, se presentan resultados procedentes del estudio de tres zonas incendiadas en 1994, dos de ellas (Z1 y Z2), de unas 14.000 y 30.000 ha de pinar (en su mayoría *Pinus halepensis*), en las provincias de Albacete y Murcia, y otra (Z3) situada en la provincia de Cuenca, donde ardieron 500 ha de encinar.

En las tres zonas se dio abundante regeneración natural después del incendio. En los pinares de carrasco (Z1 y Z2) se produjo una alta densidad inicial de **plántulas** procedentes del banco de semillas, entre 7.000 y 30.000 pinos por ha. En la zona de encinar se observó una alta cobertura procedente del **rebrote** de pies quemados, dándose una densidad de casi 15000 chirpiales por ha. En los tres sitios estudiados, el suelo era principalmente de sustrato carbonatado (pH=8,5) y baja pendiente (<5%). El clima es típicamente mediterráneo, con ombroclimas que van del seco (Z1: 498mm y 15,03°C promedio; Z3: 517mm y 12,67°C) al semiárido (Z2: 275,11 mm y 16,23°C). En Z1 y Z2, el pino carrasco fue la especie dominante después del fuego (> 90% de cobertura), junto con coscojas (*Quercus coccifera*), romeros (*Rosmarinus officinalis*) y lentiscos (*Pistacia lentiscus*). En la Z3, la carrasca (*Quercus ilex* subsp. *ballota*) fue la especie con mayor cobertura, acompañada por rabos de gato (*Sideritis incana*), tomillos (*Thymus vulgaris*), jarillas (*Helianthemum cinereum* y *H. hirtum*) e hinojos de perro (*Bupleurum fruticosens*), entre otras.



Posibilidades de gestión

En los pinares el regenerado fue heterogéneo, resultando en zonas con escasa regeneración y otras con alta cobertura vegetal, primando las rebrotadoras en las exposiciones de umbría y las germinadoras en las solanas. En el encinar se produjo una alta densidad de rebrote de manera bastante homogénea. Se localizaron zonas con una densidad de regenerado excesiva, por lo que se decidió realizar un tratamiento de **asistencia a la regenerado natural**, reduciendo las densidades iniciales hasta aquellas que fuesen óptimas para alcanzar máximos de productividad y crecimiento, aumentar la diversidad vegetal sin disminuir la protección al suelo y, en el caso de los pinares, iniciar de la manera más rápida posible la creación del banco de semillas aéreo.

Así, cinco años después del incendio, se ejecutaron tres tratamientos de manera experimental en parcelas (de 10 m x 15 m) seleccionadas a tal fin, procediéndose a una disminución del número de individuos (mediante **clareos/resalveos**) con dos intensidades distintas (media y alta) y manteniendo parcelas con las densidades iniciales (control). Cinco años después, se tomaron mediciones de la altura total, diámetro basimétrico y cobertura de copa. Para analizar los efectos de las claras en las características reproductivas de *P. halepensis*, se identificaron y contaron las cohortes de conos maduros y seróticos presentes en pinos seleccionados y se consideró el **banco de semillas aéreo** (BSA) como el número de semillas sanas y germinables por ha contenidas en ambos conos (Verkaik y Espelta, 2006). El número de árboles que produ-

cen conos se registró para caracterizar las fases juvenil y adulta reproductiva. Con el fin de analizar los efectos del resalveo en la potencialidad de rebrote de *Q. ilex*, se realizaron aproximaciones a la productividad primaria neta mediante la obtención del Incremento del Carbono Neto Nuevo (ICNN) (López-Serrano et al., 2010).

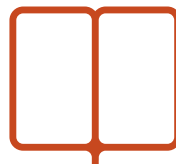


Beneficios de la gestión basada en la previsión

Teniendo como variable la intensidad de la reducción del regenerado, se encontró que ésta mejora el **incremento** de todos los parámetros a **corto plazo** (Tabla I). En los dos pinares de carrasco (Z1 y Z2), el nivel de serotinidad no varía con los clareos, ya que el porcentaje de piñas serótinas en copa disminuye con el crecimiento del árbol y éste fue mayor en parcelas con mayor intensidad de clareo. Se comprueba que existe una relación positiva entre la **calidad de sitio** y el número de árboles reproductivos, número que también aumentó con la intensidad de clareo aplicada. El rendimiento del BSA por individuo mejoró con la intensidad de clareo en el ombroclima seco (Z1), mientras que los clareos produjeron una disminución del BSA o no mostraron diferencias significativas para el ombroclima semiárido (Z2). Al comparar lo acontecido en la masa regenerada por rebrote (Z3), se observa que una intensidad de resalveo medio es la que induce un mayor crecimiento en altura y diámetro. Sin embargo, este aumento en crecimiento no ha permitido que la productividad y el área basimétrica se hayan recuperado con respecto a la

zona sin tratamiento, al menos a corto plazo.

Por lo tanto, la densidad de individuos inicial tiene una relación directa con el crecimiento, la productividad y las características reproductivas, aunque relacionada con la calidad de sitio (Moya et al., 2008). La **gestión óptima** debe ser desarrollada y diseñada para ser flexible según diversos objetivos definidos. El manejo forestal tras incendio por **clareo** está diseñado para mejorar la salud de las poblaciones y del ecosistema, mejorando la resistencia y resiliencia a los incendios y siendo además herramienta de prevención de nuevos incendios por disminución del nivel de combustible y la discontinuidad creada. Asimismo, puede ser usado como herramienta de gestión paisajística, modelando **paisajes heterogéneos** que permitan una gestión preventiva, cuidando aspectos no solo técnicos y ecológicos sino socioeconómicos, tales como el problema de la interfaz urbano-forestal y promoviendo características de mosaico en el paisaje con cortafuegos naturales.



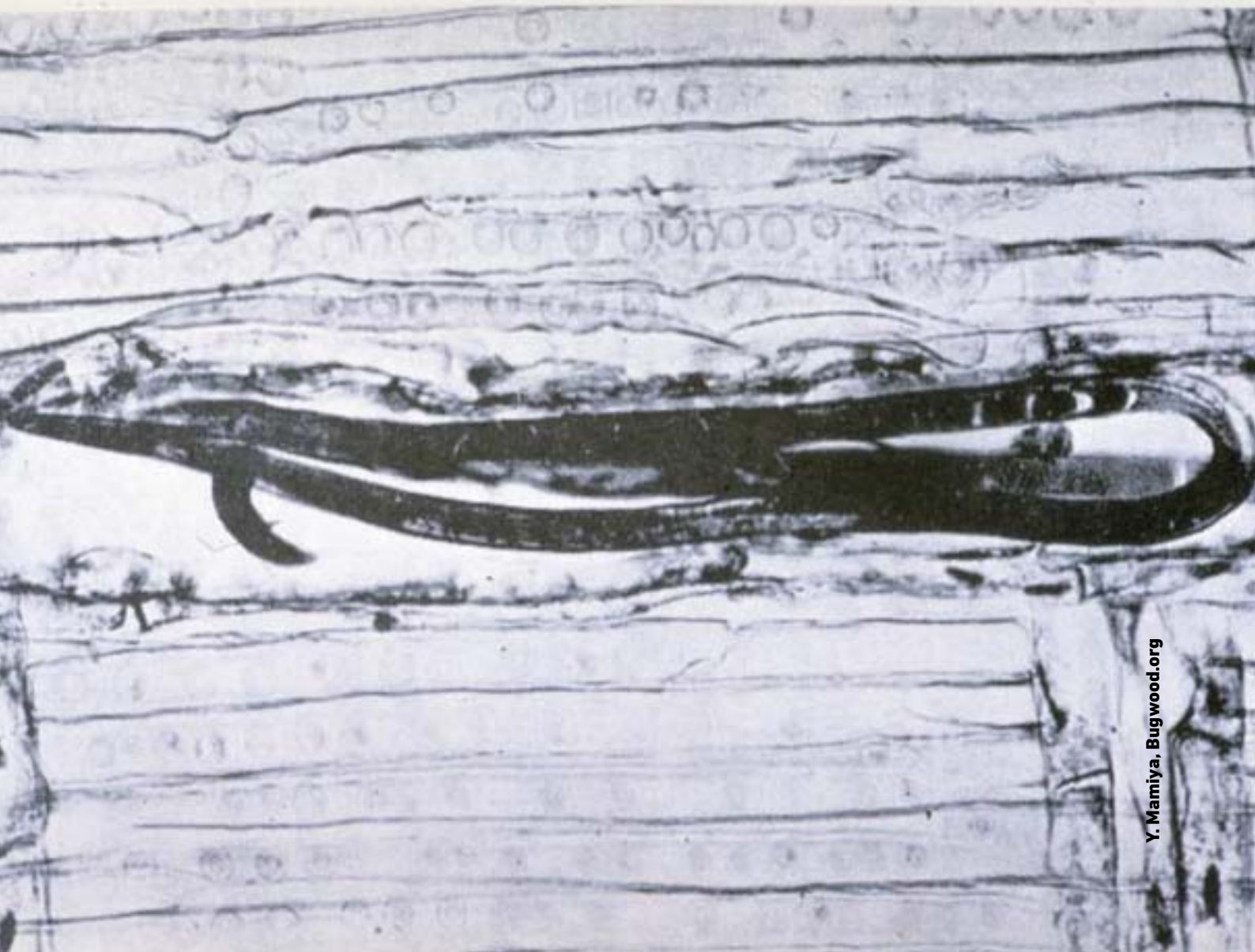
Referencias

- Lopez-Serrano FR, de las Heras J, Moya D, Garcia-Morote FA, Rubio E. 2010. Is the net new carbon increment of coppice forest stands of *Quercus ilex* ssp *ballota* affected by post-fire thinning treatments and recurrent fires? *International Journal of Wildland Fire* 19:637–648.
- Moya D, de las Heras J, Lopez-Serrano FR, Leone V. 2008. Optimal intensity and age of management in young Aleppo pine stands for post-fire resilience. *Forest Ecology and Management* 255:3270–3280.
- Verkaik I, Espelta JM. 2006. Post-fire regeneration thinning, cone production, serotiny and regeneration age in *Pinus halepensis*. *Forest Ecology and Management* 231:155–163.

SITIO	GESTIÓN	Densidad	Dbas	Abas	H	CC	PR	BSA	ICCN
Z1	Control	5116±2134	3,04±0,17	4,68±0,79	140,2±2,5	61,34±6,67	56,00±0,05	107,5±26,5	-
Mediterráneo	Th _{medium}	1600±136	4,22±0,06	2,24±0,07	155,6±3,3	44,46±0,11	76,00±0,05	89,8±23,1	-
Seco (PINAR)	Th _{high}	800±76	6,45±0,16	2,62±0,13	218,3±8,7	66,83±1,13	82,05±0,05	242,8±14,3	-
Z2	Control	46000±2040	1,54±0,40	1,22±0,06	103,1±2,4	94,02±0,01	24,00±0,05	19,0±6,47	-
Mediterráneo	Th _{medium}	1600±157	2,26±0,78	0,72±0,03	109,5±2,7	29,46±0,03	26,67±0,02	11,4±2,89	-
Semiárido (PINAR)	Th _{high}	800±88	2,02±0,77	0,40±0,02	117,9±7,8	15,66±0,05	34,00±0,03	20,7±9,4	-
Z3	Control	14761±1353	1,41±0,06	2,62±0,12	75,0±6,2	74±3	-	-	1,39±0,31
Mediterráneo	Th _{medium}	5000±100	1,59±0,33	0,85±0,02	96,3±7,0	54±2	-	-	1,10±0,46
Seco (ENCINAR)	Th _{high}	1800±62	1,32±0,12	0,24±0,02	79,3±5,6	42±1	-	-	0,84±0,34

Densidad= individuos por hectárea; Dbas= diámetro basimétrico a 30 cm sobre el suelo (cm); Abas= Área Basimétrica por hectárea; H= altura total (cm); CC= Cobertura Copas de especie principal (cm); PR= Pinos reproductivos (%); BSA= Banco Semillas Aéreo (103 semillas ha⁻¹); ICNN= Incremento del Carbono Neto Nuevo (tC ha⁻¹ year⁻¹).

Tabla I. Las variables reproductivas y epidémicas en los tres sitios de seguimiento de regeneración natural después de incendio. Tratamientos silvícolas para reducir la densidad de individuos regenerados/rebotes fue llevado a cabo diez años después del incendio con dos intensidades distintas.



Expansión de patógenos invasores y sus efectos en la biomasa: el nematodo del pino

Amparo Carrillo-Gavilán

Caso de estudio



El nematodo del pino, *Bursaphelenchus xylophilus* (Nematoda: Aphelenchodida), es originario de Norteamérica y es considerado una de las mayores amenazas para los ecosistemas forestales del mundo tanto desde el punto de vista económico como el ecológico. A partir de principios siglo XX fue introducido accidentalmente en países no europeos como Japón, China, Vietnam o Australia produciéndose una **mortandad masiva** de las masas forestales y provocando pérdidas irreversibles de biodiversidad y la destrucción de hábitats (Vicente et al., 2012). En Europa se detectó por primera vez en Portugal en 1999, encontrándose actualmente en el centro y norte del país. En España el primer foco de esta enfermedad se descubrió en Cáceres en noviembre 2008 y dos años más tarde apareció en Galicia, por la zona de Salvaterra y As Neves (Pontevedra).

El nematodo del pino afecta a la mayoría de géneros de las coníferas (*Abies* sp, *Larix* sp, *Cedrus* sp, *Pseudotsuga* sp, etc.), pero su impacto ecológico y económico es más fuerte en especies del género *Pinus*, siendo las especies más sensibles *P. pinaster*, *P. nigra* y *P. sylvestris* y las menos susceptibles *P. pinea* y *P. halepensis* (Evans et al., 1996). Su transmisión de un árbol a otro la realizan insectos del género *Monochamus* (Coleoptera: Cerambycidae), quienes actúan como vectores. La enfermedad que provoca, conocida como **“seca de los pinos”**, se manifiesta externamente por un marchitamiento general y amarillamiento de las acículas y en menos de un mes los árboles se mueren (Mamiya, 1983). Las causas principales que favorecen la intensidad y dispersión de la enfermedad son condiciones climáticas con **temperaturas elevadas** (25° C) y un **déficit hídrico** durante los períodos de crecimiento. Por tanto, el cambio climático favorece esta enfermedad que se propaga más rápidamente en plantaciones monoespecíficas que en bosques mixtos, donde la coexistencia de especies de

distinto género ralentiza la expansión del nematodo en el caso que se dé un foco de infección.



Posibilidades de gestión

A nivel español, la confirmación del primer foco de infección en Extremadura provocó también la adopción de **prospecciones anuales** del nematodo en todas las Comunidades Autónomas (excepto en Canarias) a partir de muestras de madera de pinares, aserraderos, industrias madereras, y puntos de inspección de frontera. También se han desarrollado **mapas de riesgo** para predecir la aparición e infección del nematodo en Extremadura (Fernández y Solla, 2006). En Galicia se ha elaborado un decreto por el que se establecen medidas de **corta preventiva** de las especies sensibles al nematodo en un radio de 1,5 km alrededor del foco, y establece un área de prevención de 20 km (DOGA, Decreto 10/2011, de 28 de enero).

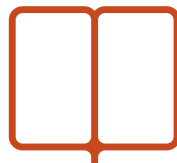
La forma más eficaz de reducir esta amenaza es actuar desde la **prevención**, siendo más restrictivos con la importación y control de madera y derivados (Evans et al., 1996). La Unión Europea adoptó diversas Decisiones (2006/133/CE, 2008/387/CE y 2008/489/CE) para evitar la entrada y propagación del nematodo en otros países comunitarios. Dichas disposiciones exigen a los Estados miembros la adopción de medidas fitosanitarias muy estrictas en la importación de maderas procedentes de países donde el nematodo ya está presente. Actualmente, la UE mantiene las siguientes medidas preventivas: 1) apoyo a la **erradicación** y control de la enfermedad en los

países afectados; 2) aumento del nivel de las **inspecciones** en los puertos de entrada de madera (Ej.: puertos de mar) a fin de prevenir la entrada del nematodo o de sus vectores procedentes de países no comunitarios; 3) establecimiento de una red europea de **diagnóstico**; y, 4) apoyo a una red de centros de **investigación** de la UE para el estudio de la biología del nematodo y la de sus vectores (Mota et al., 2009).



Beneficios de la gestión basada en la previsión

La invasión del nematodo del pino constituye un ejemplo alarmante del **impacto ecológico y económico** que puede ocasionar la introducción accidental de una especie exótica. Además, la presencia de esta especie en Europa ha ocasionado restricciones drásticas y elevados costes de comercialización de la madera en los países donde el nematodo esté presente debido a las medidas de cuarentena que la Unión Europea obliga a tomar. Dado que una vez que el nematodo se ha establecido, puede ser extremadamente difícil conseguir su erradicación, la **prevención** y detección temprana constituyen las mejores herramientas para bloquear su dispersión.



Referencias

Evans HF, McNamara DG, Braasch H, Chadoeuf J, Magnusson C. 1996. Pest Risk Analysis (PRA) for

the territories of the European Union (as PRA area) on *Bursaphelenchus xylophilus* and its vectors in the genus *Monochamus*. EPP0 Bulletin 26:199–249.

Fernández JM, Solla A. 2006. Mapas de riesgo de aparición y desarrollo de la enfermedad del marchitamiento de los pinos (*Bursaphelenchus xylophilus*) en Extremadura. Investigación Agraria: Sistemas y recursos forestales 15:141–151.

Mamiya Y. 1983. Pathology of the pine wilt disease caused by *Bursaphelenchus xylophilus*. Annual Review of Phytopathology 21:201–210.

Mota MM, Futai K, Vieira P. 2009. Pines wilt disease and the pinewood nematode, *Bursaphelenchus xylophilus*. En: Ciancio A, Mukerji KG (eds.), Integrated Management of Fruit Crops and Forest Nematodes, 253–274, Springer.

Vicente C, Espada M, Vieira P, Mota M. 2012. Pine wilt disease: a threat to European forestry. European Journal of Plant Pathology 133:89–99.



Carles Gracia

El cambio climático y la toma de decisiones en la gestión forestal: el compromiso entre biomasa y el uso del agua

Carlos Gracia, Santi Sabaté

Caso de estudio



Durante el último siglo, la gestión de las masas forestales se ha basado en modelos de crecimiento empíricos de los que las **tablas de producción** constituyen la expresión más tradicional. Estos modelos asumen que el crecimiento del bosque durante las décadas pasadas permanece estacionario a lo largo del tiempo, más allá de los cambios asociados a la maduración de la masa, lo que resulta una asunción inexacta cuando se toma en consideración el **cambio climático**. Paralelamente, tanto la globalización de los mercados como los cambios sociológicos acaecidos han conducido a una pérdida de la importancia de algunos de los productos forestales más tradicionales, mientras van adquiriendo valor creciente otros bienes y servicios ambientales proporcionados por el bosque, como la capacidad para contribuir a la regulación del **ciclo hidrológico**.

La gestión forestal en este nuevo marco ambiental y sociológico requiere nuevas herramientas capaces de dar respuesta a las preguntas a las que se enfrenta el gestor, preguntas de complejidad creciente en un mundo cambiante. El desarrollo de una nueva herramienta de **soporte a la toma de decisiones** en la gestión forestal ha resultado posible al combinar un modelo mecanicista de base fisiológica que permite simular el crecimiento forestal en diversos escenarios ambientales, incluidos los posibles futuros escenarios de cambio climático, con un algoritmo de optimización. El modelo fisiológico de simulación del crecimiento forestal **GOTILWA+** (Gracia et al., 1999; Keenan et al., 2007) resulta sensible tanto al clima como a los efectos de la gestión sobre el desarrollo futuro de la masa forestal a la vez que permite valorar, de manera realista, los servicios ecosistémicos más importantes. GOTILWA+ optimiza la gestión silvícola según cuatro variables principales: el turno de la masa, el número de cortas que se aplican durante el turno, el tiempo que media entre dos cortas consecutivas (que

puede ser diferente entre cada par de cortas), y la intensidad de cada corta (que se refleja en el área basimétrica que permanece en pie tras la misma).

Un ejemplo típico de gestión es el de una masa de *Pinus sylvestris* en las **Montañas de Prades** (Cataluña). Con cuatro cortas comerciales cada 15 y 30 años, dejando un área basimétrica tras cada corta de entre 10 y 30 m²/ha, configura un universo de unos 13 mil millones de posibles soluciones alternativas, lo que elimina toda posibilidad de explorar sistemáticamente todo el conjunto. Por esta razón resulta imprescindible la combinación de los modelos de simulación del crecimiento con técnicas de optimización que exploren eficazmente el vasto conjunto de alternativas a las que se enfrenta el gestor.



Posibilidades de gestión

La tabla I resume los resultados obtenidos al optimizar conjuntamente tres objetivos: el **valor** espe-

rado del suelo (€/ha), el valor medio de la **producción** anual de madera durante el turno (m³ por ha y año) y el uso específico de **agua** durante el turno (m³ de agua utilizados para producir un m³ de madera). Se ejemplifican en dos rodales diferentes: uno localizado en la zona culminal de las pendientes sobre suelos de 50 cm de profundidad, con un 10 % de pedregosidad y una capacidad de reserva hídrica de 108 l/m²; el segundo en las partes más bajas de las laderas, con suelos de hasta 150 cm de profundidad y con capacidad de reserva hídrica de 307 l/m² y, por tanto, más productivos. A su vez, se comparan **dos escenarios** climáticos diferentes, el denominado BAU ("Business As Usual"), en el que se supone un clima estable, y un escenario más realista, basado en las previsiones que arrojan los escenarios climáticos regionalizados generados por el Servicio Meteorológico de Cataluña para el siglo XXI (Barrera-Escoda y Cunillera, 2010). Por último, los resultados se comparan con los que se espera obtener en cada caso bajo la hipótesis de abandono de gestión durante un período de 100 años.

Se observa que, en los suelos de la zona alta y en ausencia de gestión, el valor esperado del suelo en

	cortas	Turno (años)		Valor del suelo(€/ha)		Producción de madera Mg•ha ⁻¹ •a ⁻¹		Uso específico de agua m ³ /m ³	
		BAU	CC	BAU	CC	BAU	CC	BAU	CC
Suelo 50 cm,	Sin gestión			490	212	1,62	1,13	830	1115
	3 cortas	101	93	765	723	2,49	2,33	421	500
Suelo 150 cm,	Sin gestión			853	599	2,31	2,06	750	802
	4 cortas	95	84	1918	1837	3,44	3,35	416	453

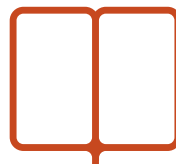
Tabla I. Resultados del crecimiento de *Pinus sylvestris* en las Montañas de Prades, durante un período de 100 años en ausencia de gestión, con gestión óptima en dos suelos de 50 y 150 cm de espesor y bajo dos escenarios climáticos: BAU ("Business As Usual") y simulación del clima para Cataluña en el siglo XXI. La tabla resume los valores del turno (años) y de las tres variables objetivo optimizadas conjuntamente: valor esperado del suelo, la producción media de madera a lo largo del turno y el consumo específico de agua durante el turno

un escenario BAU es de 490 €/ha, mientras que decrece a 212 € en el escenario de cambio climático. Igualmente, la producción de madera decrece de 1,6 a 1,1 m³/ha y el agua utilizada para producir cada m³ de madera se eleva de 830 a 1.115 m³. Paralelamente, en los suelos de más profundidad, el valor esperado del suelo decrece de 853 a 599 €/ha, lo que pone de manifiesto el alto **impacto económico** que tendrá lugar incluso en los suelos más productivos.



Beneficios de la gestión basada en la previsión

La gestión óptima de estas masa en las zonas culminales se obtiene con turnos de 101 años con tres cortas, lo que permite obtener un valor del suelo de 765 €/ha. En las previsibles futuras condiciones impuestas por el cambio climático el **turno óptimo** se alcanza a los 93 años con un valor de 723 €/ha. Así mismo, se ha valorado el efecto del cambio climático sobre la producción de madera y el consumo de agua. Resulta interesante comparar estos resultados con los valores que arroja el optimizador para los rodales de los suelos más profundos en los que el turno óptimo de 95 años con cuatro cortas se reduce hasta los 84 años. Resulta evidente que las diferencias entre los dos escenarios climáticos en estos suelos más potentes, con mayor capacidad de reserva hídrica resultan, en términos relativos, menos severos. Asimismo los resultados ponen de manifiesto la importancia relativa de la **profundidad del suelo**, frente a los efectos de los escenarios climáticos.



Referencias

- Barrera-Escoda A, Cunillera J. 2010. Primers resultats sobre la generació d'escenaris climàtics regionalitzats per a Catalunya durant el segle XXI. Servei Meteorològic de Catalunya, Generalitat de Catalunya.
- Gracia CA, Tello E, Sabaté S, Bellot J. 1999. GOTILWA+: An Integrated Model of Water Dynamics and Forest Growth. En: Rodà F, Retana J, Gracia CA, Bellot J (eds.), Ecology of Mediterranean Evergreen Oak Forests, 163–179. Springer Verlag.
- Keenan T, García R, Sabaté S, Gracia C. 2007. Process based forest modeling: A thorough validation and future prospects for Mediterranean forests in a changing world. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales 23: 81–92.



David Tarrason

Vulnerabilidad de las reservas de biomasa de pino silvestre ante el cambio climático

Jordi Martínez-Vilalta

Caso de estudio



El pino silvestre (*Pinus sylvestris*) es la **tercera especie forestal** más abundante en España ocupando 1.280.000 ha. Se distribuye en zonas de clima sub-mediterráneo y atlántico, con temperaturas medias entre 5 y 13 °C y precipitaciones anuales entre 500 y 1.800 mm. En general, se trata de masas jóvenes con densidades elevadas. Las existencias totales de madera se cifran en unos 141.511.170 m³, de las cuales se aprovechan anualmente unos 600.000 m³. Como corresponde a masas relativamente jóvenes, las tasas de crecimiento son considerables (0,57 ± 0,01 cm²/cm/año para un período de 10 años), correspondientes a una acumulación neta de carbono de unas 1,35 toneladas/ha/año.

Las sequías recientes se han relacionado con episodios de **defoliación y de mortalidad** en diversas poblaciones de pino silvestre españolas: Sierra de Filabres, Gúdar, Montañas de Prades, Pre-Pirineo catalán y aragonés (Martínez-Vilalta et al., 2012). Mientras que a escala local el decaimiento se asocia con masas forestales densas y con suelos superficiales, a nivel regional afecta especialmente las zonas donde el calentamiento o la reducción en la precipitación observado en las últimas décadas ha sido mayor. El **reclutamiento**, ya de por sí bajo, es menor en las masas que experimentan mayores mortalidades (Galiano et al., 2010), siendo sustituido por robles, encinas y matorral. Históricamente, los bosques de pino silvestre españoles han sido poco afectados por **incendios** forestales pero esta situación podría cambiar (Capítulo d), pasando de un 32% a un 66% de poblaciones vulnerables al fuego (Vilà-Cabrera et al., 2012) y disminuyendo aún más la regeneración. Otro factor de cambio importante son los **insectos** defoliadores, como la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*), la oruga defoliadora del pino (*Lymantria monacha*) y los coleópteros barrenadores (ej.: géneros *Ips* y *Tomicus*), vectores también de hongos patógenos (géneros *Leptographium* y

Ophiostoma). El aumento en las temperaturas acelera los ciclos de vida de la mayoría de insectos y se ha relacionado con una mayor incidencia de algunas plagas (ver **Ejemplo 3**). Se han documentado también asociaciones entre los efectos de la sequía y la presencia de **muérdago** (*Viscum album*) en diversas zonas de España y, más puntualmente, infecciones por **hongos** patógenos primarios (*Heterobasidion annosum*) asociadas con episodios de decaimiento.



Posibilidades de gestión

El pino silvestre alcanza uno de los extremos meridionales de su distribución en la Península Ibérica, pero ha sido favorecido históricamente por la gestión forestal incluyendo **plantaciones**, las cuales no siempre se hicieron dentro del rango climático natural de la especie. Los modelos de idoneidad topo-climática predicen por tanto una **reducción** del 90% del **hábitat** adecuado para el pino silvestre en la Península Ibérica para finales del siglo XXI, manteniéndose la zona de Pirineos como único gran núcleo de distribución. Sin embargo, estos modelos no consideran la variabilidad genética y fenotípica que existe entre poblaciones de pino silvestre, siendo que las poblaciones de las zonas relativamente húmedas podrían ser más **vulnerables** a la sequía que las de zonas más secas. El modelo forestal GOTILWA+ sugiere que la productividad de las masas de pino que no desaparezcan podría mantenerse en valores similares o incluso superiores a los actuales hasta finales del siglo XXI, siempre que la disminución en las precipitaciones no sea muy acusada. Pero estas proyecciones presentan una gran incertidumbre debido al

probable aumento de episodios de sequía, incendios y plagas (Keenan et al., 2011).

Los bosques de la Península Ibérica en general, y los pinares de pino silvestre en particular, se encuentran en un momento muy **dinámico**, determinado tanto por el cambio en el clima como por el abandono de la gestión forestal en muchas zonas. Estos elementos de cambio se han de tener en cuenta necesariamente a la hora de plantear estrategias de gestión para este tipo de bosques.

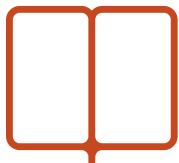


Beneficios de la gestión basada en la previsión

Las actuaciones silvícolas orientadas a **disminuir la densidad** de pies (y por tanto la competencia) pueden ser una herramienta útil para disminuir la vulnerabilidad de determinadas masas tanto a la sequía como a algunas plagas (e.g., *H. annosum*). En los bosques explotados, las **rotaciones largas** resultan en un mayor almacenamiento de carbono, lo cual se podría traducir en un beneficio económico considerable. Finalmente, parece claro que a las masas de pino silvestre se les deberían aplicar las estrategias de prevención de incendios adecuadas (Sanchez-Salguero et al., 2012).

Si las proyecciones climáticas se cumplen, una proporción importante de las poblaciones actuales de pino silvestre de la Península Ibérica estarían condenadas a **desaparecer** a medio plazo, independientemente de la gestión que se les aplique. La dinámica natural de sucesión en muchos bosques de pino silvestre debería conducir a su reemplazamiento por

planifolios, a no ser que se vuelvan a aplicar prácticas de aclareo selectivo que actualmente no son viables económicamente. En este contexto, parece razonable **concentrar los esfuerzos** de gestión en las zonas que se encuentren claramente dentro del rango de distribución natural de la especie.



Referencias

Keenan T, Serra JM, Lloret F, Ninyerola M, Sabate S. 2011. Predicting the future of forests in the Mediterranean under climate change, with niche- and process-based models: CO₂ matters! *Global Change Biology* 17:565–579.

Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F. 2010. Drought-induced decline of Scots pine in Central Pyrenees is mediated by multiple predisposing factors. *Ecosystems* 13:978-991.

Martínez-Vilalta J, Agudé D, Banqué M, et al 2012. Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Ecosistemas* 21:15-21.

Sanchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Swetnam TW, Zavala MA. 2012. Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management* 271:158–169.

Vilà-Cabrera A, Rodrigo A, Martínez-Vilalta J, Retana J. 2012. Lack of regeneration and climatic vulnerability to fire of Scots pine may induce vegetation shifts at the southern edge of its distribution. *Journal of Biogeography* 39:488–496.



Teodoro Marañón

Cambio global y gestión de productos no madereros en Los Alcornocales

Teodoro Marañón

Caso de estudio



La extensa superficie de bosques mixtos que se extiende por el extremo sur de la Península Ibérica posee singularidades ambientales y biogeográficas. El bosque actual es resultado de los cambios ocurridos en las **condiciones** del medio y en la **historia** de la gestión. El paisaje natural estaba posiblemente dominado por bosques caducifolios que fueron alterados hace unos 3000 años por el uso del fuego y el pastoreo, favoreciendo a las especies perennifolias como el **alcornoque** (*Quercus suber*). La demanda de maderas y curtientes llevó a la tala masiva de árboles en los siglos XVIII y XIX, pero el invento del tapón de corcho hace 150 años y su utilización a escala industrial favoreció la persistencia de los alcornocales. Durante el último siglo, el precio elevado del corcho ha estimulado la expansión y cuidado de estos bosques, que actualmente dominan el paisaje (unas 80.000 ha) del Parque Natural “Los Alcornocales” (Marañón, 2010).

El cambio global supone un reto para el gestor de los bosques. En los años de sequía intensa (como 2012) no se ha podido realizar la saca del corcho en muchas fincas y se ha observado abundante mortalidad de alcornoques. En las últimas décadas se ha estimado una mortalidad media de unos 8.000 alcornoques/año (Oliveros et al., 2006). Si como predicen los modelos de **cambio climático**, la sequía va a acentuar en el futuro próximo, la mortalidad de alcornoques irá en aumento, en especial en las zonas más secas del Parque. El **cambio de uso del suelo** es otro de los factores importantes del cambio global. Para satisfacer la demanda de leña y carbón se desmocharon los quejigos, aunque la introducción del butano hace unos 60 años acabó con las actividades de carboneo. Recientemente, la inclusión del quejigo moruno (*Quercus canariensis*) como especie vulnerable en la legislación andaluza ha favorecido su recuperación, llegando incluso a desplazar al alcornoque de los suelos más húmedos y fértiles. La sobrepoblación de ciervos (*Cervus elaphus*) a partir de su reintroducción para su

aprovechamiento cinegético (la segunda fuente de riqueza forestal en Andalucía, después del corcho) a mediados del siglo XX está bloqueando la regeneración natural de las especies arbóreas. Otro último factor, la **introducción de organismos** exóticos, también tiene consecuencias en el Parque. El oomiceto *Phytophthora cinnamomi* es un patógeno de podredumbre de la raíz procedente de los bosques del sudeste de Asia. Los brotes de “seca” (decaimiento) de alcornoques son cada vez más frecuentes en el Parque (Gómez-Aparicio et al., 2012). No se ha comprobado que sea el agente directo y único del decaimiento, pero posiblemente contribuye de una forma importante, junto con el envejecimiento de las poblaciones y el estrés por sequía.

Los factores de cambio global que afectan a la estructura y composición del bosque están a su vez influenciados por **factores socio-económicos**. La demanda actual de corcho y su precio elevado está amenazada por la competencia de los tapones sintéticos, mientras que la valoración del biocombustible o el pago por servicios ecosistémicos, como el almacenamiento de carbono, pueden ser nuevas demandas que influyan sobre la gestión futura del bosque.



Posibilidades de gestión

La gestión del Parque combina el uso forestal-ganadero-cinegético con el mantenimiento de la biodiversidad y el uso público. Sin embargo, es comprensible que la relevante **producción de corcho**, 16 millones de kg al año (31% de España y 8% del mundo) que generan unos 80.000 jornales, haya copado el interés de los gestores (Oliveros et al., 2006). Se han

implementado modelos de gestión que frenen el avance de los procesos de decaimiento y al mismo tiempo que favorezcan la regeneración del alcornoque. Se ha fomentado la ordenación de los montes, tanto públicos (30% del Parque) como privados, incluyendo una inversión importante para **repoblaciones**. Se han realizado plantaciones, sobre todo de alcornoque, y se han cercado para protegerlas del ganado y los ciervos en una superficie de al menos 14.000 ha del Parque (Oliveros et al., 2006).

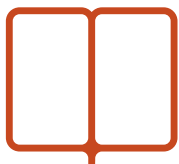
Este modelo de gestión está basado en un **diagnóstico** acertado de la situación actual con el doble problema del proceso general de decaimiento y la falta de regeneración del alcornoque, aunque dando por supuesto que el corcho seguirá siendo el motor de la economía local. Un modelo de **gestión adaptativa** que combine la gestión y la investigación de los efectos del cambio global sobre el sistema permitirá modelizar posibles escenarios futuros y ofrecerá al gestor diferentes alternativas. En este proceso de condiciones cambiantes es fundamental evaluar y monitorizar los resultados de las actuaciones presentes para incorporarlas a las futuras. Una herramienta a considerar es la **compensación** a los propietarios de montes por mantener prácticas de manejo que generen valor añadido al producto (ej. el corcho certificado) o que proporcionen servicios ecosistémicos



Beneficios de la gestión basada en la previsión

Los beneficios de la gestión basada en la previsión son evidentes puesto que se trata de un modelo dinámico que se adapta al cambio. Las

principales dificultades están relacionadas con la complejidad de predecir la evolución del sistema, la dificultad en concretar las opciones alternativas de gestión, la lentitud en la respuesta del sistema, la falta de soluciones técnicas para algunos problemas como el decaimiento del alcornocal y las dificultades en articular la sinergia de investigación y gestión. A largo plazo se busca la “**resiliencia funcional**” del sistema forestal, de modo que a pesar de los cambios en su estructura y composición siga proporcionando los bienes y servicios ecosistémicos esperados.



Referencias

Gómez-Aparicio L, Ibáñez B, Serrano MS, De Vita P, Ávila JM, Pérez-Ramos IM, García LV, Sánchez ME, Marañón T. 2012. Spatial patterns of soil pathogens in declining Mediterranean forests: implications for tree species regeneration. *New Phytologist* 194:1014–1024.

Marañón T. 2010. Parque Natural Los Alcornocales. En: Proyecto Andalucía, Naturaleza [Ecología], 49–86. Publicaciones Comunitarias.

Oliveros F, Sánchez Vela RJ, Luque LV. 2006. Gestión y restauración del alcornocal en el Parque Natural Los Alcornocales. En: Educación Ambiental y Uso Sostenible de los Recursos Naturales en los Espacios Naturales Protegidos de Andalucía. Parque Natural Los Alcornocales, 31–59. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía.



Análisis del riesgo de daños provocados por ozono en la vegetación a nivel de Paisaje: la sierra de Guadarrama

Rocío Alonso, Susana Elvira, Victoria Bermejo, Hector Calvete, Ignacio González

Caso de estudio



El ozono troposférico (O_3) es el contaminante atmosférico más importante que afecta a las áreas forestales y rurales de la región mediterránea. El O_3 es un **contaminante secundario** que no se emite directamente, sino que se forma en la atmósfera a partir de compuestos precursores cuando se dan unas condiciones meteorológicas adecuadas de alta temperatura y radiación solar con ausencia de lluvias y vientos fuertes. Los procesos de circulación atmosférica pueden transportar el O_3 a grandes distancias, afectando a **áreas rurales y forestales** alejadas de las zonas de emisión de contaminantes. El O_3 es un gas altamente oxidante que provoca efectos sobre la salud humana, los materiales, la vegetación y sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas.

La sierra de Guadarrama se encuentra a unos 50 km al norte de la ciudad de Madrid. La proximidad de la ciudad constituye un importante foco generador de contaminantes y precursores de ozono. Además, el movimiento de las masas de aire en la cuenca favorece su transporte hacia la sierra y los períodos de estabilidad atmosférica, junto con las **elevadas temperaturas e insolación**, son propicios para la formación de ozono. Las concentraciones de O_3 medidas a varias altitudes (en un rango de 750-2200 m) entre los años 2009-2011 fueron superiores a los valores objetivos establecidos por la Directiva Europea en todos los casos. En la Tabla I se muestra un estudio más detallado donde se han calculado los diferentes índices de exposición al O_3 , tanto los basados en concentración del contaminante en aire, como los basados en la dosis de O_3 absorbida por la vegetación, adaptados a los distintos pisos de vegetación. Comparando con los niveles críticos propuestos por el CLRTAP y otras publicaciones científicas para diferentes tipos de vegetación, se observó que los niveles de O_3 en 2010 **excedieron los niveles críticos** para la mayor parte de las comunidades vegetales.

Este análisis indica que el O₃ debería considerarse un factor de riesgo para la salud de las comunidades vegetales de la sierra de Guadarrama.



Posibilidades de gestión

Algunas prácticas forestales pueden dotar a los bosques de una mayor resistencia frente a la contaminación atmosférica. La presencia de una alta **diversidad genética**, tanto inter como intraespecífica, facilita la presencia de genotipos resistentes a la contaminación atmosférica y el mantenimiento de la estructura y biodiversidad del ecosistema. Además, aquellas prácticas forestales que favorezcan el **vigor** de la vegetación, permitirán una

mayor disponibilidad energética para los procesos de defensa y reparación, disminuyendo la sensibilidad al O₃ y otros contaminantes atmosféricos.



Beneficios de la gestión basada en la previsión

Sólo unas **políticas efectivas** de control de calidad del aire y de las emisiones pueden reducir los riesgos de que se produzcan daños por contaminación atmosférica en la vegetación. Aunque el aumento de los períodos de sequía que se predicen en los escenarios futuros de cambio climático podría favorecer una menor absorción de contaminantes atmosféricos y por tanto, un menor efecto, esta relación no es directa.

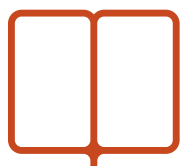
Localidad (elevación)	Comunidad (especie representativa)	Período de tiempo	AOT40 2010 (ppm.h)	Nivel Crítico basado en AOT40 (ppm.h)		Exceso NC-AOT40	POD ₁ (mmol/m ² PLA)	Nivel Crítico basado en POD ₁ (mmol/m ² PLA)		Exceso NC-POD
Tres Cantos (750 m)	Encinar (<i>Quercus rotundifolia</i>)	todo el año	20,7	5	(1)	Sí	16,7	19-33 (2)		No
	Pastos anuales (<i>Trifolium subterraneum</i>)	abril-junio	3,1	3	(1)	Sí/No		18,3	2-6 (1)	Sí
Atazar (995 m)	Melojar (<i>Quercus pyrenaica</i>)	abril-septiembre	33,9	5	(1)	Sí	49,9		4 (1)	
				2,4-18	(4)	Sí		16 (POD _{1,6} , 5)		Sí
				18	(5)	Sí		3,4-12 (POD _{1,6} , 4)		Sí
Cotos (1840 m)	Pinar (<i>Pinus sylvestris</i>)	abril-septiembre	32,1	5	(1)	Sí	38,4	8 (1)		Sí
				4,7	(4)	Sí		1,8 (POD _{1,6} , 4)		Sí
Guarramillas (2200 m)	Pastos perennes (<i>Jurinea humilis</i>)	abril-septiembre	12,3	5	(1)	Sí	92,2	2-6 (1)		Sí

(1) CLRTAP, 2010, (2) Alonso et al., 2012, (3) González-Fernández et al., 2009, (4) Karlsson et al., 2004, (5) Calatayud et al., 2011.

Tabla I. Análisis de riesgo de los daños provocados por ozono para los distintos tipos de vegetación de la Sierra de Guadarrama basado en el cálculo del índice de exposición AOT40 y en la dosis de ozono absorbida (POD1) siguiendo la metodología de CLRTAP (2010). Valores provisionales estimados para el año 2010

Se ha comprobado que el O_3 puede alterar el funcionamiento estomático en algunas especies, favoreciendo la pérdida de agua del ecosistema y agravando así los problemas de **sequía**. Además, hay que tener en cuenta que una mala calidad del aire, y en particular, unos altos niveles de O_3 , pueden provocar la disminución del crecimiento de la vegetación y su capacidad de fijación de carbono, viéndose reducida la capacidad de los bosques de actuar como sumideros de carbono.

evergreen and deciduous *Quercus* species to enhanced ozone levels. *Environmental Pollution* 159:55–63.



Referencias

CLRTAP. 2010. Mapping critical levels for vegetation. En: *Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends*.

Alonso R, Gerosa G, Ribas A, et al. 2012. Ozone critical levels for Mediterranean forests. Presentado en: 25th Task Force Meeting of the ICP Vegetation.

González-Fernández I, Bermejo V, Sanz J, Elvira S, Gimeno BS, Alonso R. 2009. Ozone dose-response relationships for dehesa pasture annual species: review of studies from Spain. Presentado en: ICP Vegetation Expert Panel Meeting: Flux-based assessment of ozone effects for air pollution policy.

Karlsson PE, Uddling J, Braun S, et al. 2004. New critical levels for ozone effects on young trees based on AOT40 and simulated cumulative leaf uptake of ozone. *Atmospheric Environment* 38:2283–2294.

Calatayud V, Cerveró J, Calvo E, García-Breijo FJ, Reig-Armiñana J, Sanz MJ. 2011. Responses of



Expansión de patógenos por cambios en el clima y el uso del suelo: efectos de la procesionaria del pino en el paisaje

José Antonio Hódar

Caso de estudio



La procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*, Lepidoptera: Notodontidae) es un defoliador ampliamente distribuido por los pinares circunmediterráneos. Casi cualquier especie de pino es alimento para la procesionaria, aunque la susceptibilidad depende de la especie y de la mezcla de especies en el rodal. Las dos características más notorias de la especie son que la larva se desarrolla durante el **invierno** y no en primavera-verano, como es usual en la mayor parte de los lepidópteros; y que en los estadios finales sus larvas son muy **urticantes** para el hombre y otros mamíferos (Muñoz-López et al., 2007). El desarrollo invernal de la larva, muy limitado por las temperaturas mínimas invernales, ha hecho de su respuesta al cambio climático un ejemplo paradigmático. Como las temperaturas promedio en la Península Ibérica se han incrementado, recientemente la procesionaria se ha registrado en altitudes inusuales en tiempos previos (Hódar y Zamora, 2004).

Está por dilucidar si la expansión experimentada por la procesionaria es debida tan sólo al **cambio climático**, a las **forestaciones masivas** con pinos llevadas a cabo en la segunda mitad del siglo XX, o ambas cosas a la vez. Entre 1940 y 1984 se reforestaron en España $3,4 \times 10^6$ ha, 90% con coníferas, en algunos casos exóticas o de variedades poco acordes al lugar de plantación (Vallejo et al. 2003), creando un caldo de cultivo en el que la procesionaria, con las temperaturas en ascenso, no puede sino prosperar. Estas plantaciones de coníferas se planificaron con criterios de protección frente a erosión o producción maderera, lo que habitualmente restringía su composición específica a una o dos especies, las consideradas óptimas para el sitio. La situación actual de estas plantaciones es de baja diversidad, alta densidad por falta de manejo, y con bastante frecuencia elevada **susceptibilidad a la procesionaria**. En estas condiciones, la procesionaria puede provocar defoliaciones masivas y reiteradas.

El efecto más probable de un eventual incremento en los ataques sería una reducción en la densidad de los pinares, vía mortalidad de los pinos más susceptibles. Sin embargo, aunque el efecto negativo sobre el pino de las defoliaciones por procesionaria es muy severo y aparente a corto plazo, a largo plazo los pinos defoliados son capaces de compensar en gran medida estas pérdidas. La **mortalidad** se da sólo en pinos muy severamente defoliados dos o más inviernos consecutivos, por lo que habitualmente es baja, pero podría constituir en un factor de clareo **“natural”** en repoblaciones muy densas si la incidencia del defoliador incrementa. Esto podría favorecer la recolonización por pinos más resistentes o frondosas si su regeneración está bloqueada, aunque dependerá de la capacidad de recolonización de estas especies: si esta capacidad es efectiva, la procesionaria podría tener un efecto positivo en la diversidad del bosque (Gómez-Aparicio et al., 2009), la pérdida de las especies de pinos más susceptibles reducirá la ya escasa diversidad específica de los pinares, con un efecto general negativo. En todo caso, es innegable el **impacto visual** de la procesionaria en el paisaje y estado aparente de salud del bosque, resultando muy negativo para su aprovechamiento turístico y recreacional (Figura 1). Aún más, teniendo en cuenta los desagradables efectos urticantes de la larva sobre los posibles turistas y sus mascotas.



Posibilidades de gestión

La gestión tradicional de las defoliaciones por procesionaria, basada en un ataque directo al defoliador mediante **fumigaciones**, trampeo con fero-



Figura 1. Pino salgareño, uno de los más atacados, y resinero, poco atacado en las montañas del sureste peninsular, en Cortijuela del Trevenque, Sierra Nevada. José Antonio Hódar

mona, o promoción de enemigos naturales, se ha mostrado de capacidad **limitada** cuando no completamente ineficaz, además de poco justificable en términos ecológicos y económicos (Cayuela et al., 2011). Además, la reciente legislación europea limita severamente las fumigaciones aéreas, lo que obliga a pensar en estrategias alternativas a la más frecuentemente usada hasta ahora.

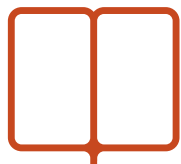
La labor de los gestores debe encaminarse a limitar los efectos negativos en la salud de la procesionaria, reduciendo hasta donde sea posible su incidencia en los pinares mediante promoción de depredadores y parasitoides o usando métodos de control más selectivos y menos agresivos; y a pro-

mocionar la **diversificación** del pinar, con una mezcla variada de especies de acuerdo a lo que serán las condiciones climáticas futuras en cada sitio.



Beneficios de la gestión basada en la previsión

Las nuevas soluciones deben ir mucho más encaminadas a conseguir que el bosque sea más resistente *per se* a la procesionaria que a eliminar la procesionaria de bosques poco resistentes a ella. En este sentido, la propia procesionaria puede ser un buen indicador de en qué medida las labores de **naturalización** de las repoblaciones van por buen camino, eliminando aquellos pinos que sencillamente se encuentran fuera de sitio y favoreciendo el desarrollo de pinos más resistentes y de frondosas en los pinares aclarados. Esto nos dará **bosques** más **resistentes** a la procesionaria, pero también bosques mejor preparados para los escenarios futuros, en los que otras perturbaciones, como las sequías o los incendios, van a ser más frecuentes.



Referencias

- Cayuela L, Hódar JA, Zamora R. 2011. Is insecticide spraying a viable and cost-efficient management practice to control pine processionary moth in Mediterranean woodlands? *Forest Ecology and Management* 261:1732–1737.
- Hódar JA, Zamora R. 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation* 13:493–500.
- Muñoz-López C, Pérez Fortea V, Cobos Suárez P, Hernández Alonso R, Sánchez Peña G. 2007. *Sanidad Forestal. Guía en imágenes de plagas, enfermedades y otros agentes presentes en los bosques.* Mundi-Prensa.
- Vallejo R, Cortina J, Vilagrosa A, Seva JP, Alloza JA. 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. En: Rey-Benayas JM, Espigares T, Nicolau JM (eds.), *Restauración de ecosistemas mediterráneos*, 11–42. UAH.



Isard, Alonso

Monitoreo del decaimiento a escala de paisaje en Cataluña: Proyecto DEBOSCAT

Mireia Banqué, Jordi Martínez-Vilalta y Jordi Vayreda

Caso de estudio



Durante los últimos años se han producido diversos episodios de decaimiento forestal, que han afectado a algunas de las especies más importantes de los bosques de Cataluña. Estos episodios se asocian principalmente a **sequías extremas** y recurrentes o a otros factores climáticos extremos (ventadas, nevadas, heladas, etc.), probablemente acentuados por el cambio climático. Según los escenarios futuros que prevén los modelos climáticos para la región mediterránea, se producirá un aumento de la aridez y, en consecuencia, un **incremento** en la extensión y la frecuencia de los **episodios de decaimiento** forestal. Esto podría conllevar implicaciones para los aprovechamientos forestales, las plagas, los incendios, etc.

El proyecto DEBOSCAT (*Decaiment de Boscos a Catalunya*) es una **red de seguimiento** del decaimiento forestal, que tiene como objetivo de disponer de una base de datos georreferenciada que permita conocer el estado de los bosques en todo momento. A la larga, esta información permitirá correlacionar las afectaciones con datos ambientales y detectar las zonas y especies más **vulnerables**. El aspecto más relevante del proyecto es, por tanto, elaborar una base de datos donde queden registrados todos los bosques que han experimentado algún episodio de decaimiento, así como el tipo (mortalidad, decoloración o defoliación) y el grado de afectación.

Para la identificación y monitoreo de los episodios de decaimiento forestal se realizan **prospecciones** en las zonas forestales una vez al año. La campaña de prospección se lleva a cabo durante el mes de septiembre, justo después de la época seca, que previsiblemente es cuando mayor es el efecto de decaimiento. El trabajo de campo lo lleva a cabo el **Cuerpo de Agentes Rurales** (CAR, Cos d'Agents Rurals). Su despliegue por todo el territorio, su buen conocimiento local, su experiencia y la formación específica que se ha llevado a cabo hacen

que este colectivo sea la mejor elección para realizar las tareas de recopilación de datos de campo. La principal función de los equipos de campo es la **detección** de episodios de decaimiento, definidos como cualquier zona forestal afectada (con un tamaño mínimo de 3 ha) donde alguna de las especies dominantes presente un porcentaje de árboles muertos (secado total de las copas) superior al 5%, o un porcentaje estimado de **defoliación** (el grado de defoliación equivale al porcentaje de hojas que le faltan al árbol en relación a la cantidad de hojas que tendría el mismo árbol si estuviese completamente sano) / **decoloración** (el grado de decoloración equivale al porcentaje de hojas marrones o amarillas que tiene el árbol) superior al 50%.

La zona afectada se delimita en un **mapa** siguiendo criterios de homogeneidad topográfica, en la composición de la vegetación, en los efectos observados y en las causas del episodio. El episodio se identifica con un código único que permitirá ver cómo evoluciona a lo largo de los años y a su vez se localiza y registra con coordenadas UTM. Para **evaluar** en detalle la afectación se registra su distribución (al azar, en bandas, en capas, etc.); si se conocen, cuáles son las posibles otras causas que han podido contribuir al decaimiento (insectos, plagas, hongos, etc.) y la información de la Tabla I, que inclu-

ye cuáles son las especies forestales presentes, su fracción de cabida cubierta (% FCC), una valoración visual del grado de afectación en porcentaje para cada especie, el tipo de afectación y el porcentaje del total de árboles de la especie que están sanos. También se recoge **información** sobre la topografía de la zona, la regeneración, si la hay y está afectada, y los posibles trabajos silvícolas que se han llevado a cabo. Finalmente, toda la información de campo se recoge en una ficha diseñada para este fin. Más tarde, esta información, junto con fotografías de la zona afectada, es introducida en una **base de datos** accesible desde Internet.



Posibilidades de gestión

La información recogida permitirá saber la superficie de bosque afectada, su evolución temporal, y, principalmente, valorar cuáles son las zonas donde se deberían invertir mayores **esfuerzos de gestión**. Sin embargo, no hay constancia de redes de observación para la gestión similares en España u otros lugares del mundo. Lo más parecido es el estudio realizado por Allen et al. (2010) donde se analizan

Especie	% FCC	% Afectación	Tipo de afectación *			% Árboles Sanos
			M	DF	DC	
1.						
2.						
3.						

(*) Tipo de afectación: M: Mortalidad; DF: Defoliación; DC: Decoloración. Se puede escoger más de una opción (por ejemplo: mortalidad y defoliación; o decoloración y defoliación).

Tabla I: Especies presentes, porcentaje de recubrimiento y tipo y grado de afectación de la zona decaída.

los casos recopilados fruto de un vaciado bibliográfico. La homogeneidad en la toma de datos y el monitoreo de las zonas detectadas con afectación año a año le dan un valor añadido a esta metodología.

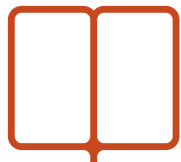
mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660–684.



Beneficios de la gestión basada en la previsión

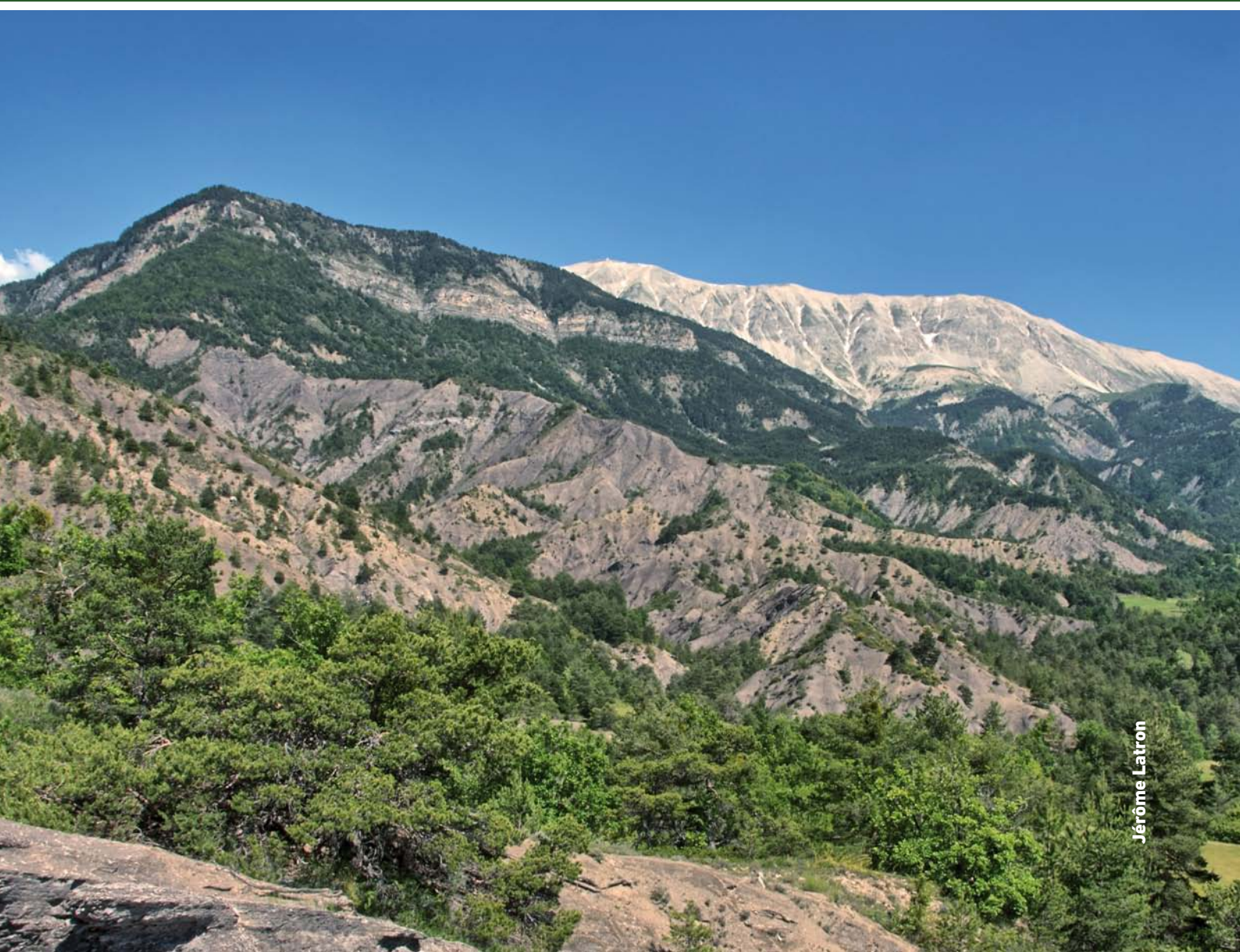
El conocimiento actual sobre cambio global predice qué episodios de sequía, olas de calor, etc. serán cada vez más frecuentes, de modo que los proyectos de seguimiento del decaimiento forestal como éste serán útiles para detectar especies y zonas más **vulnerables** para que la administración pueda contar con herramientas para la toma de decisiones de gestión de sus bosques.

Durante el 2010 y 2011 se ha puesto a punto el proyecto y la metodología. La campaña del 2012 ha permitido detectar 533 episodios de decaimiento. Los resultados de esta campaña indican que unas 40 mil hectáreas de bosque en Cataluña (un 3,04 % de la superficie forestal total) están afectadas por algún tipo de decaimiento. Las especies más afectadas son *Quercus ilex*, *Quercus humilis*, *Pinus sylvestris*, *Quercus cerrioides* y *Pinus uncinata*.



Referencias

Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, et al. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree



Jérôme Latron

La forestación en el control y la prevención de la erosión del paisaje

Francesc Gallart, Pilar Llorens

Caso de estudio



El establecimiento de una cubierta forestal ha sido tradicionalmente empleado para controlar y prevenir la erosión en áreas fuertemente degradadas, especialmente en las cabeceras de las cuencas hidrográficas. Esta estrategia, denominada en España “**restauración hidrológico-forestal**” plantea un conjunto de actuaciones (replantaciones forestales, tratamientos silvícolas de mejora de la cubierta vegetal, hidrotecnias de corrección torrencial) que tienen como objetivo último la defensa contra la erosión, además de favorecer otros aspectos ambientales (aumento de los sumideros de carbono, defensa contra sequías e inundaciones, conservación de la biodiversidad, enriquecimiento del paisaje, etc.). En la actualidad, se aboga por una “**restauración ecológica**” que pretende una rehabilitación más integral del ecosistema degradado, combinada con la necesidad creciente de hacer frente a las condiciones ambientales cambiantes y de considerar los efectos sobre las poblaciones que ocupan las áreas afectadas.

El ejemplo que se presenta, las cárcavas de las “**Terres noires**” en la región de “Haute-Provence” (Francia), es uno de los casos más antiguos y mejor estudiados de restauración en un ambiente mediterráneo de montaña media. Este ejemplo, además de disponer de más de 100 años de información sobre los efectos de la restauración en las características de la **vegetación** y sus efectos sobre la **escorrentía** y las tasas de **erosión**, tiene la ventaja de disfrutar de unas condiciones climáticas y fisiográficas muy parecidas a las de amplios sectores de media montaña de la Península Ibérica.



Posibilidades de gestión

Para comparar distintas estrategias de gestión, se presenta la respuesta hidrológica y la dinámica de sedimentos de **dos cuencas** pertenecientes al conjunto de cuencas de investigación de Draix. Ambas cuencas están también situadas en margas negras del Jurásico que facilitan la formación de importantes zonas de cárcavas, a una altitud entre 800 y 1260 m y presentan una precipitación media anual de 900 mm, con un régimen de tipo equinoccial pero con veranos poco secos, y una temperatura media anual alrededor de los 10°C. La comparación se ha establecido entre la cuenca de Brusquet (108 ha), **reforestada** por el servicio forestal francés a finales del XIX con *Pinus sylvestris* cubriendo un 87% de la cuenca, con la cuenca de Laval (86 ha), con un 68% de su superficie **acarcavada**.



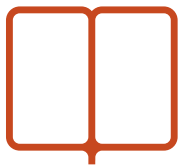
Beneficios de la gestión basada en la previsión

Desde el punto de vista hidrológico se ha observado que la escorrentía anual es ligeramente menor, entre un 5 y un 10%, en la cuenca reforestada de Brusquet, con períodos sin escorrentía más largos que en la cuenca de Laval, gracias a una mayor respuesta de esta última a pequeños eventos lluviosos. Los **caudales** máximos específicos son usualmente 5 veces menores en la cuenca reforestada, aunque pueden llegar a ser hasta 10 veces menores. En cambio, la escorrentía de crecida suele ser sola-

mente entre 2 y 2,5 veces menor (Cosandey et al., 2005). La producción específica de **sedimentos** de la cuenca acarcavada de Laval es 40 veces mayor que la de la cuenca forestada de Brusquet (112 y 0,8 mg/ha respectivamente). En la primera las concentraciones de sedimento en suspensión varían entre 100 y 350 g/l mientras que en la cuenca forestada son inferiores a 10 g/l (Mathys et al., 2003).

Estas ventajas no tendrían que chocar con la gestión propuesta en el **Ejemplo 7**, ya que en este caso el aporte de sedimentos es un problema ambiental mucho más importante que los recursos de agua. Por otra parte, un análisis más amplio de las cárcavas de los “Alpes-de-Haute-Provence” indicó que el porcentaje de **vegetación baja** que tapiza los fondos de barranco tiene un papel más importante que la cubierta total de la cárcava en la reducción de los aportes de sedimento, debido a los procesos de retención (Rey, 2003). Es más, se ha determinado que las raíces de la vegetación herbácea y arbustiva proporcionan una mayor **resistencia** del suelo al corte que las de los árboles jóvenes, y por tanto permite aumentar la estabilidad y mitigar la erosión (Burylo et al., 2011).

El notable éxito del ejemplo descrito contrasta con los numerosos fracasos en la restauración de áreas degradadas en ambientes semiáridos cuando se han basado en el uso de una sola especie arbórea (usualmente *Pinus halepensis*). La nueva generación de planes de **restauración** debe incluir una amplia gama de especies arbóreas, arbustivas y herbáceas, reducir la intensidad de las intervenciones, proteger la vegetación existente y favorecer las interacciones positivas, buscando obtener una buena protección del suelo con especies de un estado sucesional avanzado o “**vegetación potencial**” (Cortina et al. 2011).



Referencias

- Burylo M, Hudek C, Rey F. 2011. Soil reinforcement by the roots of six dominant species on eroded mountainous marly slopes (Southern Alps, France). *Catena* 84:70–78.
- Cortina J, Amat B, Castillo V, Fuentes D, Maestre FT, Padilla FM, Rojo L. 2011. The restoration of vegetation cover in the semi-arid Iberian southeast. *Journal of Arid Environments* 75:1377–1384.
- Cosandey C, Andreassian V, Martin C, Didon-Lescot JF, Lavabre J, Folton N, Mathys N, Richard D. 2005. The hydrological impact of the mediterranean forest: a review of French research. *Journal of Hydrology* 301:235–249.
- Mathys N, Brochot S, Meunier M, Richard D. 2003. Erosion quantification in the small marly experimental catchments of Draix (Alpes de Haute Provence, France). Calibration of the ETC rainfall–runoff–erosion model. *Catena* 50:527–548.
- Rey F. 2003. Influence of vegetation distribution on sediment yield in forested marly gullies. *Catena* 50:549–562.

De aquí en adelante

Enrique Doblas Miranda, Javier Retana, Marc Gracia, Jorge de las Heras, Fernando Valladares, Regino Zamora

La **gestión basada en la previsión** se presenta como un marco conceptual clave ante el imparable avance del cambio global. En la primera sección de este libro se ha descrito el impacto que ejercen los distintos **factores de cambio global** sobre los bosques españoles. El conocimiento de este impacto con anticipación, de nuestro terreno y de los efectos de la propia gestión permite entender las consecuencias más probables de las distintas posibilidades de gestión y elegir en consecuencia. Los ejemplos descritos en la sección anterior nos muestran cómo el cambio puede afectar a los **servicios y bienes ecosistémicos** de los que dependemos y cómo determinadas estrategias de gestión conllevan determinados beneficios e inconvenientes.

En todo caso, la adaptación de la gestión según la previsión de sus posibles resultados requiere **programas de seguimiento** que proporcionen información a los gestores e investigadores sobre el estado del ecosistema. El cambio global conlleva una incertidumbre que ningún modelo o predicción puede anticipar con total seguridad. Además, los cambios socioeconómicos también pueden modificar los efectos del cambio global y los propios intereses económicos derivados de los bienes y servicios ecosistémicos, obligándonos a cambiar nuestra gestión en busca de nuevos objetivos.

El propósito de este libro no ha sido la imposición de una metodología de actuación concreta, sino **proporcionar al responsable de la toma de decisiones** (gestor, propietario, etc.) la mejor manera posible de identificar e integrar **los factores que debe tener en cuenta** para priorizar una acción. Si se quiere seguir obteniendo algún beneficio en el futuro, hay que considerar también los factores que condicionan de manera global y local el cambio ambiental. Accediendo a las bases de datos, los sistemas de información geográfica y las herramientas de modelización disponibles se pueden incluir nuevas prioridades y facilitar la elección entre distintas estrategias.

Es ya labor de la sociedad, del gestor o del propietario valorar la importancia relativa de los costos a largo plazo frente a las ganancias a corto. Para ello, de hecho, ya se está desarrollando y aplicando una segunda generación de **modelos bioeconómicos** que también incluyen las consideraciones económicas de las acciones previstas (**Ejemplo 10**). Queda fuera de este libro la planificación y los detalles asociados a la gestión a los niveles táctico y operativo, una vez se haya decidido qué camino tomar. Es a **nivel estratégico** al que esperamos que el gestor tenga en cuenta el cambio global, gracias a los conceptos explicados en estas páginas, donde se encuentra la información necesaria para hacerlo.

Esta nueva percepción de la gestión y el cambio global pone de manifiesto la necesidad de políticas de apoyo al sector forestal. La situación actual en España obliga a muchos propietarios al abandono de la gestión, a la tala indiscriminada o a cualquier otra estrategia que le lleve, no ya a obtener el mayor beneficio posible, sino a evitar pérdidas económicas.

Es necesario que desde el gobierno se potencien y beneficien nuevas estrategias de aprovechamiento y conservación, se participe y colabore en la planificación de la gestión a escala regional o de paisaje y se consideren también los factores de cambio global y las consecuencias que pueden tener en el sector. Resulta, pues, imprescindible emprender el camino hacia un plan general de política forestal.

Por último, no sería posible finalizar este libro sin tener en cuenta la opinión general que tiene la sociedad sobre los ecosistemas naturales. Como se comentaba en la introducción, el bosque debe ser gestionado tanto para su conservación como para su aprovechamiento, objetivos que además son perfectamente compatibles. El ciudadano precisa percibir y asimilar esta necesidad, dejar de mirar al gestor o al propietario como un “destructor” de la naturaleza y empezar a verlo como un aliado en la defensa de la misma. Como sociedad, **todos debemos implicarnos activamente en la gestión de nuestro patrimonio natural,** informándonos sobre las certificaciones que ofrece el sector forestal, favoreciendo las políticas que promuevan una gestión basada en la previsión y apoyando el comercio de los productos derivados de esa gestión que aseguren el futuro de nuestros ecosistemas forestales.



Conservar Aprovechando

Cómo integrar el cambio global
en la gestión de los montes españoles

Este libro se debe a la colaboración de un amplio grupo de científicos generada gracias al proyecto MONTES-Consolider, destinado a identificar las relaciones que se establecen entre los factores de cambio global (cambios en la composición atmosférica, el clima, el uso del suelo y el régimen de incendios y la introducción de especies) y los servicios ecosistémicos para tratar de modularlas mediante la gestión forestal. Para afrontar esta situación de cambio medioambiental y conservar nuestros bosques, éstos deben ser gestionados. De ahí el “conservar aprovechando”, pues

la gestión ha de enfocarse en la conservación y debe ser valorada mediante un aprovechamiento estratégico. Una gestión basada en la previsión puede aunar ambos objetivos al modelar el futuro del bosque teniendo en cuenta el cambio global, el conocimiento del sistema y las posibles alternativas de gestión, ayudando así a la elección de las más apropiadas. El libro se divide dos partes interconectadas, una teórica, en la que se tratan los principales factores de cambio global, y otra práctica, con ejemplos de cómo integrar el cambio en la gestión.

