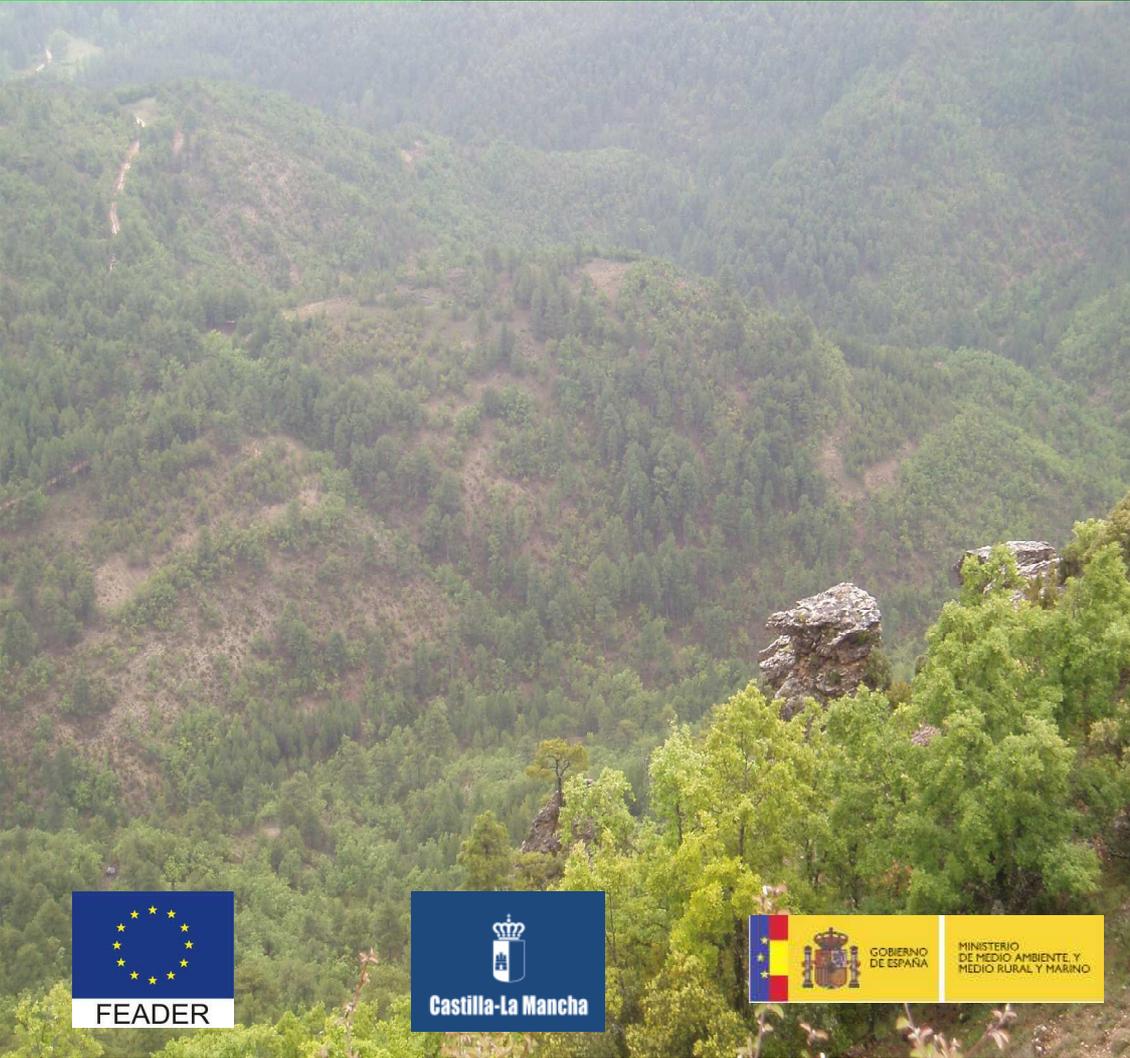


Serie  
Forestal Nº 8

# MANUAL PARA LA REDACCION DE INSTRUMENTOS DE GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE EN CASTILLA-LA MANCHA

Agricultura y Medio Ambiente



# «FONDO EUROPEO AGRÍCOLA DE DESARROLLO RURAL: EUROPA INVIERTE EN LAS ZONAS RURALES»

*Publicación financiada por:*

- 90 % Fondos Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural
- 6 % Fondos Administración General del Estado
- 4% Fondos Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha

*Fotografías: Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha:*

*Edita:*

Junta de Comunidades de Castilla - La Mancha

Consejería de Agricultura y Medio Ambiente.

Dirección General de Política Forestal

*Supervisión y control de la publicación:*

Sergio Martínez Sánchez-Palencia. Jefe del Servicio Forestal.

*Fotografías:*

Archivo de la Dirección General de Política Forestal

*Diseño y Maquetación:*

*Impresión:*

*Impreso en papel ecológico*

*Fecha de impresión:*

*Depósito legal:*

*ISBN: 978-84-7788-624-2*

*Portada y Contraportada: Monte nº 184 del C.U.P de Guadalajara, "Umbría de Pie de Tajo y Hoz" (Poveda de la Sierra)*



## **Castilla-La Mancha**

# **MANUAL PARA LA REDACCIÓN DE INSTRUMENTOS DE GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE (ORDENACIÓN DE MONTES) EN CASTILLA-LA MANCHA**

### **AUTORES**

*Consejería de Agricultura y Medio Ambiente, Dirección General de Política Forestal*

- Sergio Martínez Sánchez-Palencia. Ingeniero de Montes y Jefe del Servicio Forestal.

*Departamento de Economía y Gestión Forestal de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes de la Universidad Politécnica de Madrid.*

- Antonio Prieto Rodríguez. Doctor - Ingeniero de Montes y Catedrático de Universidad de Dasometría, Ordenación de Montes y Valoración Agraria
- Luis Díaz Balteiro. Doctor - Ingeniero de Montes y Profesor Titular de Universidad de Dasometría, Ordenación de Montes y Valoración Agraria
- Santiago Saura Martínez de Toda. Doctor - Ingeniero de Montes y Profesor Titular de Universidad de Dasometría, Ordenación de Montes y Valoración Agraria.

Es para mi una satisfacción escribir la presentación de esta publicación, la octava de la Serie Forestal que promueve la Dirección General de Política Forestal, que como su propio título indica “MANUAL PARA LA REDACCIÓN DE INSTRUMENTOS DE GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE (ORDENACIÓN DE MONTES) EN CASTILLA LA MANCHA” trata de orientar a los técnicos forestales que trabajan en Castilla-La Mancha en la elaboración de estos instrumentos que han de regir los destinos de las masas forestales castellano-manchegas, y ante todo garantizar la persistencia de nuestros bosques.

La Ley 3/2008, de 12 de junio, de Montes y Gestión Forestal Sostenible de Castilla-La Mancha, normativa que regula las actuaciones en esta materia en nuestra Comunidad Autónoma, contempla la gestión forestal sostenible en su Título III, otorgando a la Ordenación de Montes una especial importancia en su Capítulo III.

En esta norma, además de explicar lo que se debe entender por “Gestión Forestal Sostenible” y definir e indicar cuáles son los instrumentos de gestión forestal sostenible que se han de aplicar, impone a la Administración, no sólo la obligación de impulsar la ordenación de todos los montes técnica y económicamente, sino que todos los montes en régimen especial administrativo o de una superficie superior a 100 hectáreas deben contar con un instrumento de gestión forestal.

Por este motivo, se ha considerado necesario editar este sencillo manual para ayudar a cumplir estos objetivos, cuya redacción, efectuada de manera totalmente desinteresada, corresponde al equipo del Departamento de Economía y Gestión Forestal de la Universidad Politécnica de Madrid, encabezado por Antonio Prieto Rodríguez, Catedrático de Dasimetría, Ordenación de Montes y Valoración Agraria adscrito a este Departamento, a los que hay que agradecer esta labor y felicitarle por el magnífico texto elaborado.

**JOSE LUIS MARTINEZ GUIJARRO**

**CONSEJERO DE AGRICULTURA Y  
MEDIO AMBIENTE**

<b>1. La ordenación de montes en Castilla-La Mancha</b>	
1. El medio forestal.	1
2. Evolución de la ordenación de montes.	1
3. Situación actual de la ordenación forestal.	3
4. Perspectivas futuras.	4
<b>2. Nociones básicas</b>	
1. Antecedentes de la ordenación de montes.	6
2. Gestión sostenible de montes.	8
3. Tipos de gestión sostenible de montes.	13
3.1. Gestión de ecosistemas.	14
3.2. Gestión adaptativa.	16
4. Evolución de la ordenación de montes.	20
5. Consideraciones generales sobre la ordenación de montes.	23
6. Ejecución de la gestión forestal.	23
6.1. Inventario.	25
6.2. Planificación.	27
<b>3. Las Instrucciones de Ordenación de Montes</b>	
1. Evolución de las Instrucciones de Ordenación de Montes en España.	33
1.1. Las primeras ordenaciones de montes en España	33
1.2. Las Instrucciones de Ordenación de 1890.	36
1.3. Las Instrucciones de Ordenación de 1930.	37
2. Las Instrucciones de Ordenación de Montes Arbolados de 1970.	39
3. El borrador de las Instrucciones de Ordenación de Montes de Castilla-La Mancha.	41
4. Las Instrucciones de Ordenación de Montes en otras Comunidades Autónomas.	49
4.1. Las Instrucciones de Ordenación de Montes Arbolados de Castilla y León.	49
4.2. Las Instrucciones de Ordenación de Montes de Andalucía.	50
4.3. Los Planes Técnicos de Gestión y Mejora Forestal de Cataluña.	51
4.4. El Pliego de Condiciones Técnicas Generales de Ordenación de Montes en Navarra.	52
<b>4. Funciones de los montes y tipología de los cuarteles</b>	
1. Introducción.	54
2. Organización de la gestión forestal a escala monte.	55
3. División del monte en cantones (y eventualmente en rodales temporales).	59
4. Tipología de los cuarteles.	61
5. Determinación de las capacidades de refugio de la fauna salvaje.	64
6. Estudio de los riesgos naturales que pueden actuar sobre el medio forestal y producir restricciones en cuanto a la gestión.	65
7. Análisis del medio económico y humano.	67
8. Formación de cuarteles en las instrucciones de Castilla-La Mancha.	69

<b>5. Métodos de ordenación</b>	
1. Introducción.	71
2. División por cabida.	72
3. Métodos de tramos.	74
3.1. Método de tramos permanentes.	75
3.2. Método del tramo único.	76
3.3. Método del tramo móvil.	79
3.4. Método del tramo móvil ampliado.	83
4. Método de ordenación por rodales.	84
5. Métodos de entresaca.	87
5.1 Entresaca pie a pie.	88
5.2 Entresaca por bosquetes.	91
6. Método selvícola. Otras propuestas.	92
7. Métodos de ordenación para alcornoques.	94
8. Métodos de ordenación para el pino piñonero.	96
9. Métodos de ordenación para monte bajo y monte medio.	98
9.1. Monte bajo.	98
9.2. Monte medio.	102
9.3. Métodos de conversión de formas fundamentales de masa.	103
10. Métodos de ordenación en dehesas.	104
11. Métodos de ordenación y otras producciones tangibles.	106
11.1. Resina.	107
11.2. Aprovechamiento cinegético.	108
11.3. Producción micológica.	110
<b>6. Conservación y fomento de la biodiversidad en la ordenación de montes</b>	
1. Introducción.	1
2. Biodiversidad: concepto e importancia en la ordenación de montes.	11
3. Índices de biodiversidad en el nivel de composición: estimación e interpretación.	11
3.1. Riqueza y abundancia relativa de las especies.	11
3.2. Consideraciones sobre la interpretación y la estimación mediante un inventario forestal de los índices de diversidad.	11
3.3. La diversidad en el estrato arbóreo y la biodiversidad del conjunto del monte.	1
4. Especies indicadoras y amenazadas en Castilla-La Mancha.	1 1
5. Estructura, maduración y decaimiento de las masas forestales como indicadores de biodiversidad.	12
5.1. Los bosques maduros.	12
5.2. Árboles añosos.	12
5.3. Madera muerta y en descomposición.	12
5.4. Complejidad estructural vertical de las masas forestales.	12
6. Perturbaciones, tratamientos selvícolas y heterogeneidad espacial a diferentes escalas.	1
6.1. El papel de la heterogeneidad espacial y la necesidad de diversificar las formas de gestión.	1
6.2. Las plantaciones y bosques de explotación intensiva, y sus efectos	

sobre la biodiversidad.	1 2
6.3. Las perturbaciones como un componente intrínseco de los ecosistemas forestales: la hipótesis de la perturbación intermedia y el papel de los tratamientos selvícolas.	13
6.4. La gestión forestal a escala de paisaje.	13
7. Fragmentación de los bosques y conectividad del paisaje.	13
7.1. Fragmentación de los bosques: efectos sobre la biodiversidad e implicaciones de gestión.	13
7.2. La conectividad del paisaje forestal: concepto y consideraciones relevantes para la ordenación de montes.	1
8. Modelos de organización espaciotemporal de las cortas y las masas arboladas en la ordenación de montes y comarcas.	1
8.1. El modelo de Harris.	1
8.2 Distribución de turnos, heterogeneidad, bosques maduros y régimen natural de perturbaciones.	14
9. El índice combinado BIOFOR.	14
10. Biodiversidad y bosques de ribera.	1
10.1. Importancia de los bosques de ribera para la biodiversidad y medidas para su conservación.	1
10.2. Índices de calidad ambiental y estado de conservación de las riberas arboladas.	1 4
<b>7. Realización práctica de un Proyecto de Ordenación</b>	
<b>Bibliografía</b>	

## CONSERVACIÓN Y FOMENTO DE LA BIODIVERSIDAD EN LA ORDENACIÓN DE MONTES

Santiago Saura Martínez de Toda

### 1. INTRODUCCIÓN

En este capítulo se trata en primer lugar el concepto de biodiversidad y los aspectos que engloba, para continuar con los índices más comúnmente utilizados para cuantificar la diversidad en la composición biológica de un ecosistema forestal, y que son aplicables en el inventario y en la ordenación de montes con las limitaciones y precauciones que se señalan. Dado que en la práctica la medición directa en un monte de todas las especies y niveles de diversidad no es posible ni operativa, en los siguientes apartados se considera el concepto de especie indicadora y se repasan brevemente las especies de fauna forestal más amenazadas en Castilla-La Mancha y las principales medidas contempladas en los planes necesarios para su recuperación. Se tratan a continuación los indicadores de biodiversidad a escala de rodal que tienen una base científica más documentada, que están relacionados con la presencia y abundancia de un amplio conjunto de especies forestales, y sobre los cuales se puede incidir de manera efectiva mediante las medidas de gestión a incorporar en la ordenación de montes. En este sentido, se detallan criterios y recomendaciones relacionados con los bosques maduros, la complejidad estructural del rodal, los árboles añosos, la madera muerta, etc. Se continúa explicitando el papel de las perturbaciones como agentes modeladores consustanciales a los propios ecosistemas forestales y se describe cómo los tratamientos selvícolas pueden ser de hecho favorables y necesarios para el mantenimiento y el fomento de la biodiversidad forestal. A este respecto, se repasan los efectos sobre la riqueza de especies tanto de la gestión intensiva orientada a la maximización del valor económico de la producción de madera, como de otros tipos de tratamientos selvícolas y variantes de los mismos específicamente orientados al fomento de la biodiversidad y a la compatibilización de ésta con la atención a las necesidades productivas y a otros servicios ambientales proporcionados por los bosques. En las secciones posteriores se trata la necesidad de una gestión forestal planteada a escala de paisaje para incidir sobre características clave asociadas a la biodiversidad forestal, tales como la heterogeneidad del paisaje y la fragmentación y conectividad de los bosques, y se resumen algunos de los principales criterios y herramientas disponibles para tal fin. Aunando varias de las consideraciones realizadas hasta este punto, los siguientes apartados recogen algunos de los modelos de organización espaciotemporal de las cortas y las masas arboladas en la ordenación de montes que se han propuesto como especialmente favorables para el mantenimiento de la biodiversidad. Además, se describe la estructura y forma de estimación del índice Biofor como un índice combinado que permite una primera evaluación del estado de conservación del bosque y su posible valor en términos de diversidad biológica de una manera sencilla y con un bajo coste. Por último, el capítulo se cierra con un apartado

dedicado a los bosques de ribera, por la gran singularidad, valor ambiental y contribución a la conservación de la biodiversidad que realizan este tipo de masas forestales, especialmente escasas, vulnerables y necesitadas de una atención diferenciada en la ordenación de montes y de índices específicos para su valoración.

Muchas de las consideraciones que aquí se exponen se pueden integrar y compatibilizar con la mayoría, o al menos con algunos, de los métodos de ordenación que se describen en el capítulo 5, ya sea en su definición y características originales o con alguna adaptación y modificación en los mismos, dentro de las actuales tendencias a la flexibilización ya iniciadas y explicitadas al menos desde las Instrucciones Generales para la Ordenación de Montes Arbolados de 1970 (véase el capítulo 3). Dada la variabilidad en las necesidades y respuestas de las diferentes especies forestales a las características de los bosques y sus cambios, se considera en general lo más acertado diversificar las estrategias de gestión e incluir en la ordenación una combinación de varias de las medidas que se repasan a lo largo de los siguientes apartados.

Lógicamente los criterios y recomendaciones que se recogen en este capítulo deberán adoptarse con mayor o menor intensidad y amplitud dependiendo de la importancia relativa de la biodiversidad en comparación con otros objetivos de la ordenación, tales como los productivos o recreativos. Sin embargo, debe tenerse en cuenta al mismo tiempo que una gestión forestal verdaderamente sostenible y multifuncional debe velar por el mantenimiento de todas las funciones y servicios ambientales que proporcionan los bosques, y por tanto los aspectos aquí tratados en relación con el mantenimiento y fomento de la biodiversidad no deberán obviarse incluso cuando sean otros los objetivos preferentes de la ordenación.

## **2. BIODIVERSIDAD: CONCEPTO E IMPORTANCIA EN LA ORDENACIÓN DE MONTES**

La biodiversidad se define, de acuerdo con el Convenio sobre la Diversidad Biológica (<http://www.cbd.int/>) como *“la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas”*. Por tanto, la biodiversidad en un determinado monte comprende tres niveles (genes, especies y ecosistemas) y no queda caracterizada sólo mediante un listado de las especies que contiene, sino también mediante la consideración de otros niveles de organización biológica, como la diversidad genética dentro de una misma especie, o la variedad de ecosistemas forestales (y no forestales) comprendidos dentro de los límites del monte objeto de ordenación.

La biodiversidad abarca la variedad de todas las formas de vida en los distintos niveles de organización biológica y como tal es muy difícil, si no imposible, evaluarla e inventariarla de manera exhaustiva, especialmente considerando las limitaciones presupuestarias y los tiempos disponibles para la ejecución de un inventario forestal dentro de un proyecto de ordenación. En un inventario forestal ordinario, algunos

grupos taxonómicos quedan caracterizados con un nivel de detalle considerable (mediante la enumeración de todas las especies presentes), tales como las especies arbóreas y en su caso las arbustivas, y lo mismo puede decirse de las grandes tipologías de bosque y ecosistemas forestales presentes en el monte. Sin embargo, para otros grupos taxonómicos, tales como los artrópodos, pequeños mamíferos o parte de la vegetación no leñosa, o para el nivel de diversidad genética, la información captada por el inventario forestal es habitualmente muy escasa. Al margen de que un inventario forestal concreto pueda detallarse y ampliarse en función de la importancia que la biodiversidad tenga en la ordenación, lo cierto es que estos otros componentes de la biodiversidad sólo pueden abarcarse, y aun con todo sólo en parte, en el ámbito de inventarios específicos de proyectos de investigación o de redes de seguimiento muy detalladas que abarcan generalmente zonas de estudio pequeñas o intensidades de muestreo muy diferentes a las habitualmente requeridas en la ordenación de montes. En general, la medición directa del conjunto de la diversidad biológica y de todos los aspectos involucrados en la misma no es posible ni operativa. Por ello, es necesario el desarrollo y uso de indicadores de biodiversidad tanto en el inventario como en la ordenación forestal (*e.g.* Alberdi *et al.*, 2005), entendidos como variables con una relación demostrada con los niveles de diversidad biológica en el conjunto del monte o al menos en alguno de sus componentes o grupos taxonómicos representativos (Duelli y Obrist, 2003), y que a ser posible sean de fácil medición e interpretación por parte de los gestores y el conjunto de la sociedad. Estos indicadores son fundamentales para poder valorar las tendencias generales de los diferentes componentes de los ecosistemas forestales y favorecer su mejor conservación (Noss, 1990; Newton y Kapos, 2002).

La compatibilidad entre la producción maderera y la conservación de la biodiversidad es hoy en día un reto crucial (Eriksson y Hammer, 2006), no solamente porque es una demanda de la sociedad y de las políticas nacionales e internacionales, sino porque los ecosistemas gestionados por el hombre albergan una gran parte de la biodiversidad (Pimentel *et al.*, 1992). La conservación y fomento de la biodiversidad es parte inexcusable de una gestión forestal sostenible y multifuncional, y no se encuentra ninguna iniciativa, normativa o legislación moderna en relación con la gestión forestal en la que no haya referencias numerosas y explícitas a la misma (véase por ejemplo la evolución de las instrucciones de ordenación de montes tratada en el capítulo 3). En la propia Ley de Montes 43/2003 (y su modificación mediante Ley 10/2006) la biodiversidad aparece en primer lugar en el listado de funciones a la hora de definir la gestión forestal sostenible como *“la organización, administración y uso de los montes de forma e intensidad que permita mantener su biodiversidad, productividad, vitalidad, potencialidad y capacidad de regeneración, para atender, ahora y en el futuro, las funciones ecológicas, económicas y sociales relevantes en el ámbito local, nacional y global, y sin producir daños a otros ecosistemas”*. Esta definición es prácticamente idéntica a la emanada de la reunión de Helsinki (1993) de la Conferencia Ministerial sobre Protección de Bosques de Europa (<http://www.mcpfe.org/>), en la que también se definieron los seis criterios generales que debe cumplir la gestión forestal para ser considerada sostenible, donde la biodiversidad queda recogida de manera explícita en el cuarto (*Mantenimiento, conservación y mejora de la diversidad biológica en los ecosistemas forestales*), además

de tener relaciones de tipo indirecto con otros de los criterios considerados. Del mismo modo, los dos esquemas de certificación de la gestión forestal sostenible desarrollados en España, el Programa para el Reconocimiento de Sistemas de Certificación Forestal (PEFC, Programme for the Endorsement of Forest Certification, <http://www.pefc.org/>, <http://www.pefc.es/>) y el Consejo de Administración Forestal (FSC, Forest Stewardship Council, <http://www.fsc.org/>, <http://www.fsc-spain.org/>), recogen abundantes parámetros o indicadores relacionados con el mantenimiento y fomento de la biodiversidad, aunque en general son considerablemente más detalladas, concretas y exigentes las especificaciones a este respecto de los estándares españoles de gestión forestal del sistema FSC en comparación con los del sistema PEFC. Por último, cómo no destacar a este respecto el establecimiento de la Red Natura 2000 en nuestro país y el profundo impacto que está teniendo en las propias prioridades y objetivos preferentes de la planificación y ordenación forestal. Esta red de espacios protegidos cubre en Castilla-La Mancha del orden del 20% del territorio (y un porcentaje mayor del territorio forestal) y tiene por objetivo, como se establece en la Directiva 92/43/CEE, contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres mediante una red ecológica europea coherente de zonas especiales de conservación.

### **3. ÍNDICES DE DIVERSIDAD BIOLÓGICA EN EL NIVEL DE COMPOSICIÓN: ESTIMACIÓN E INTERPRETACIÓN**

#### **3.1. Riqueza y abundancia relativa de las especies**

Un índice de diversidad puede centrarse sólo en la cantidad de unidades diferenciadas existentes en el monte a ordenar (ya sean especies, grupos taxonómicos, genotipos, ecosistemas, tipos de bosque, etc.), comúnmente denominada riqueza, o incorporar también, con mayor o menor peso, la abundancia relativa de cada una de ellas. En ello radica precisamente la diferencia entre la mayoría de los índices de diversidad que se han desarrollado (Magurran, 1989). En lo sucesivo nos referiremos por simplicidad a la riqueza y diversidad de especies, pero entendiendo que en general las mismas consideraciones se podrán aplicar a otras unidades diferenciadas o niveles de organización biológica.

La profusión de índices para la medición de la diversidad es muy notable, y puede encontrarse una revisión y descripción más exhaustiva en obras como la de Magurran (1989). Aquí nos centramos en aquellos índices que aúnan una amplia difusión con la sencillez de cálculo e interpretación, y que por tanto son más adecuados para integrar consideraciones de diversidad biológica en el inventario y planificación a contemplar en un proyecto de ordenación de montes. Además de la propia riqueza de especies, que por su sencilla definición (número de especies presentes en el monte a ordenar) requiere de pocas explicaciones adicionales, se pueden destacar dos índices de diversidad que incorporan información relativa a la abundancia relativa de las diferentes especies, el índice de Shannon ( $H'$ ) y el índice de Simpson ( $D$ ), que vienen dados por las siguientes expresiones:

$$H' = - \sum_{i=1}^{i=n} p_i \cdot \ln(p_i)$$

$$D = 1 - \sum_{i=1}^{i=n} p_i^2$$

Donde  $p_i$  es la abundancia relativa de la especie  $i$  (proporción de individuos, superficie, biomasa, etc.) y  $n$  es el número total (riqueza) de especies inventariadas. Valores mayores de  $H'$  y  $D$  indican una mayor diversidad. La diferencia práctica entre  $H'$  y  $D$  consiste en que el índice de Simpson es más sensible a los cambios en la abundancia de las especies más comunes (dominantes), mientras que el de Shannon es más sensible a los cambios en la abundancia de las especies más raras (menos representadas).

En ocasiones se compara mediante un índice de equitatividad ( $E$ ) el valor de  $H'$  o  $D$  obtenido en el inventario de un determinado monte con el que habría si, manteniendo el mismo número de especies presentes, éstas estuvieran todas representadas en la misma proporción (caso en el que  $H'$  y  $D$  serían máximos y  $E=1$ ). El valor del índice de uniformidad correspondiente a los índices de Shannon y Simpson ( $E_{H'}$ ,  $E_D$ ) sería entonces:

$$E_{H'} = \frac{H'}{H'_{\max}} = \frac{H'}{\ln(n)}$$

$$E_D = \frac{D}{D_{\max}} = \frac{D}{1-1/n}$$

Donde mayores valores de  $E_{H'}$  y  $E_D$  se entienden, a igual número de especies, asociados a una mayor diversidad. Los valores de  $E$  presentan la ventaja de que tienen un rango de variación acotado entre 0 y 1, aunque en la práctica es difícil encontrar casos reales en los que se obtengan los valores más próximos a los extremos de dicho intervalo.

### **3.2. Consideraciones sobre la interpretación y la estimación mediante un inventario forestal de los índices de diversidad**

#### **3.2.1. La diversidad a diferentes escalas y la diversidad alfa, beta y gamma**

Los índices de diversidad descritos en el apartado anterior ( $H'$ ,  $D$ ,  $E_{H'}$  y  $E_D$ ), u otros similares, se calculan habitualmente teniendo en cuenta sólo la abundancia relativa de las especies dentro de los límites de la unidad o monte objeto de inventario y ordenación. Por tanto, puede ocurrir que un incremento en el valor del índice se deba a un aumento en la abundancia de especies que ya son muy comunes a escalas más amplias (regional, nacional, o incluso global) a expensas de reducir la de las especies más raras, amenazadas y necesitadas de protección, aun cuando éstas puedan ser más

abundantes en términos relativos dentro de los límites del monte a ordenar. Imaginemos por ejemplo un hipotético monte o cuartel compuesto, en cuanto a especies arboladas, por un 60% de *Pinus pinea*, un 35% de *Ulmus minor* (pudiendo ser esta una de las pocas olmedas conservadas en buen estado en todo el país) y un 5% de *Pinus pinaster*. Este monte tendrá entonces  $H'=0,824$ ,  $D=0,515$ ,  $E_H=0,750$ , y  $E_D=0,773$ . Si la ordenación lleva a incrementar la superficie de *Pinus pinaster* hasta un 20% a expensas de reducir la representación de *Ulmus minor* hasta el 20% del total del monte (manteniéndose estable la de *Pinus pinea*), este cambio sería interpretado por estos índices como positivo en el sentido de estar asociado a un incremento en la diversidad, al obtenerse en la nueva situación  $H'=0,950$ ,  $D=0,560$ ,  $E_H=0,865$ , y  $E_D=0,840$ . Ello podría conducir a una conclusión que sería sin duda errónea, dado que en ningún caso puede considerarse como beneficioso en términos de diversidad la reducción de la superficie ocupada por una de las especies arbóreas más escasas en nuestro país (tras los estragos causados por la grafiosis en las últimas décadas) a costa de incrementar la representación de otra especie que ocupa varios cientos de miles de hectáreas por toda nuestra geografía. Las mismas consideraciones se pueden aplicar al caso de la riqueza de especies, si por ejemplo los olmos presentes en dicho monte fueran sustituidos por dos o más especies mucho más comunes en Castilla-La Mancha o en el conjunto de España. Para interpretarse correctamente como favorable para la diversidad, el incremento en dichos índices dentro de una unidad de ordenación concreta debe producirse sin perjudicar a las especies más raras en escalas más amplias. O lo que es lo mismo, el incremento en el índice de diversidad podrá considerarse como favorable sólo cuando sea compatible con un incremento del mismo índice cuando se calcule en un ámbito territorial superior (regional, nacional, o global), lo que obviamente no se produce en el caso del ejemplo anterior.

Incluso dentro de un mismo monte a ordenar, los índices de diversidad descritos se pueden calcular a escalas diferentes, tales como la de parcela de inventario (estimando la diversidad del monte como media del valor de  $H'$  o  $D$  obtenido a partir de la presencia y abundancia de las especies dentro de cada una de las parcelas), rodal, cantón, cuartel o monte completo (estimando la diversidad del monte como el valor de  $H'$  o  $D$  obtenido a partir de la presencia y abundancia relativa de las especies en el conjunto del monte). En el caso de que los valores y evolución de los índices de diversidad resulten positivos (dentro de las consideraciones realizadas anteriormente) en los distintos niveles y escalas en los que se hayan calculado, no habrá dudas en cuanto a la contribución de la gestión realizada al mantenimiento o fomento de este aspecto de la biodiversidad del monte. Sin embargo, la evolución de los índices puede ser diferente en los distintos niveles, y en tal caso corresponderá al gestor valorar la mayor o menor importancia de las tendencias observadas o previstas en cada uno de ellos, en función de las especies involucradas en dichas variaciones y de las casuísticas, necesidades y objetivos concretos de la ordenación. Por ejemplo, si en el monte todos los rodales son inicialmente iguales en composición específica, con la presencia de dos especies arbóreas (y siempre las mismas) en cada uno de ellos, y tras un periodo de gestión tenemos rodales puros pero correspondientes a cuatro especies arbóreas diferentes por todo el monte, los índices de riqueza y diversidad informarán sobre una pérdida de diversidad a escala de parcela o rodal (donde se ha pasado de dos especies

a una) y un incremento de la diversidad a la escala del monte completo (donde ahora existen cuatro especies diferentes frente a las dos iniciales).

Estas consideraciones nos llevan de manera natural a describir brevemente los tres tipos de diversidad que se evalúan habitualmente en los estudios especializados (Whittaker, 1972; Halffter *et al.*, 2005): la diversidad alfa ( $\alpha$ ), beta ( $\beta$ ) y gamma ( $\gamma$ ). La diversidad  $\alpha$  hace referencia a la diversidad calculada en una escala local, mientras que la diversidad  $\gamma$  hace referencia a la diversidad calculada en una escala y ámbito geográfico más amplio. En cada caso es variable lo que puede ser considerado como una escala local y una escala más amplia, pero siempre la diversidad  $\gamma$  corresponderá a un ámbito geográfico superior que la  $\alpha$ , y englobará varias de las unidades sobre las que se puede estimar esta última. Por ejemplo, en el caso del párrafo anterior, la diversidad  $\alpha$  correspondería a la calculada en la parcela o rodal, y la diversidad  $\gamma$  a la calculada en el conjunto del monte (compuesto por una serie de rodales), mientras que en otros casos (véase el ejemplo del monte y la olmeda al principio de este apartado) la diversidad  $\alpha$  corresponderá al monte y la  $\gamma$  por ejemplo a una comarca, región o país que engloba un conjunto de montes. La diversidad  $\beta$  se define como la tasa de variación en la composición de especies en unidades consecutivas dentro de un determinado territorio (por ejemplo los diferentes rodales dentro de un monte, o los diferentes montes dentro de una comarca), y hace referencia a lo únicas que son las especies presentes en cada una de esas unidades. La diversidad  $\beta$  está íntimamente relacionada con las anteriores, siendo  $\beta = \gamma / \alpha$ . En el ejemplo del párrafo anterior, cuando todos los rodales tienen la misma composición específica, la diversidad  $\beta$  es cero (ya que no hay ningún rodal que tenga una especie única en el sentido de no estar representada en los otros rodales del monte), y la diversidad  $\alpha$  y  $\beta$  coinciden (en el ejemplo anterior, con dos únicas especies en el monte y en los rodales). Cuando sin embargo el monte está compuesto por rodales puros (baja diversidad  $\alpha$ ) pero éstos corresponden a cuatro especies diferentes, tendremos una diversidad  $\beta$  más alta (diferencia entre la composición específica de los diferentes rodales del monte) que se traduce también en una mayor diversidad  $\gamma$  que en el caso anterior.

### **3.2.2. Diversidad e intensidad de muestreo en el inventario forestal**

A la hora de plantear un inventario de las especies presentes en un monte (ya sea de todas las especies, o más comúnmente las de algunos grupos taxonómicos de especial interés) es necesario tener en cuenta que el número de especies que se detectan en el inventario aumentará con la intensidad y esfuerzo del muestreo (número de parcelas) y con el tamaño de las parcelas de inventario (a igualdad del resto de los factores). Por tanto, en general no será posible comparar los resultados de inventarios realizados con distintos tamaños de parcela o que, manteniendo éste constante, hayan tenido una diferente intensidad de muestreo, ya sea en las comparaciones entre diferentes montes o dentro de un mismo monte a lo largo del tiempo. La comparación de la riqueza o diversidad de diferentes unidades de inventario o gestión (montes, cuarteles, tramos, etc.) sólo podrá realizarse de manera rigurosa cuando el tamaño muestral (número de parcelas y área de las mismas) sea el mismo en todas las unidades que se pretenden comparar (Magurran, 1989).

No obstante, el incremento de la riqueza y diversidad detectada a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo no se produce de manera indefinida, sino que habitualmente existe un crecimiento asintótico, con un umbral de la intensidad de muestreo a partir del cual ya se han registrado todas o gran parte de las especies presentes en el monte, haciéndose innecesario tomar más muestras. Por tanto, sería posible la comparación de inventarios con distinta intensidad de muestreo siempre que ésta se sitúe en todos ellos nítidamente por encima del umbral señalado. Sin embargo en la práctica resulta complicado establecer cuándo realmente se ha alcanzado dicho umbral y si realmente los valores de la riqueza y diversidad se mantendrán estables ante esfuerzos de muestreo adicionales.

Por último, cabe destacar que los valores de los índices de Shannon y Simpson (además de, obviamente, la propia riqueza) se ven afectados por el hecho de que algunas especies (normalmente las más raras y escasas en el monte) no hayan sido recogidas en el inventario, circunstancia que tiende a producir una subestimación en los niveles de diversidad estimados por estos índices.

### **3.3. La diversidad en el estrato arbóreo y la biodiversidad del conjunto del monte**

Aunque los árboles son los seres vivos más visibles, característicos y fácilmente identificables en un ecosistema boscoso, no son obviamente los únicos componentes de su biodiversidad, y ello debe tenerse en cuenta tanto al realizar el inventario forestal (en la medida en que lo permitan las siempre limitadas disponibilidades presupuestarias) como a la hora de orientar las medidas de gestión. De hecho, la riqueza de especies forestales es mucho mayor dentro de otros grupos taxonómicos, como las herbáceas, los hongos o los artrópodos, que dentro del propio estrato arbóreo. Pero al mismo tiempo este último (y por tanto también su gestión) tiene una gran influencia y un papel determinante en la mayor o menor abundancia y diversidad dentro de esos otros grupos de especies, ya que el arbolado proporciona recursos tróficos (frutos, brotes, raíces, polen, etc.), actúa como refugio y soporte de nidificación, atempera los extremos climáticos creando condiciones microclimáticas más propicias para una amplia variedad de especies, y regula los ciclos de nutrientes y la luz disponible para otras especies y pisos de vegetación, entre otros efectos (Palik y Engstrom, 1999).

En general una diversidad de especies en el estrato arbóreo es también beneficiosa y se tiende a traducir en una mayor diversidad de otros grupos taxonómicos tanto florísticos (Palik y Engstrom, 1999) como faunísticos, pudiéndose citar por ejemplo a este respecto el caso de las aves forestales (Gil-Tena *et al.*, 2007, 2009a). En general, son pocas las especies de vertebrados que pueden satisfacer sus necesidades vitales con una única especie arbórea, incluso aquellas consideradas especialistas. La mezcla de frondosas y coníferas ha demostrado tener efectos positivos sobre la riqueza de especies de fauna, tanto vertebrada como invertebrada, en distintos tipos de bosque y regiones geográficas. Por ejemplo, Gil-Tena *et al.*, (2009a) mostraron que la riqueza de aves forestales, evaluada en unidades de 100 hectáreas, era máxima cuando la

proporción de coníferas y frondosas en el bosque era próxima al 50%. Aunque un aumento en la riqueza siempre es deseable, las especies de vertebrados suelen responder de una manera más débil a la mezcla de especies muy similares, tales como varias especies de pino, o la mezcla de varios robles, que a la de especies con mayores diferencias estructurales como las mencionadas frondosas y coníferas. La fauna invertebrada suele ser más específica de una especie concreta y puede variar notablemente incluso entre especies arbóreas relativamente afines (Camprodon, 2007). Por todo ello, la ordenación de montes procurará en general diversificar la composición del vuelo arbóreo, así como evitar la sustitución de las especies minoritarias por otras de mayor interés para otros objetivos como el productivo, de acuerdo con los índices de diversidad y consideraciones tratadas en el apartado anterior. Por otro lado, en la ordenación de montes se debe respetar y prestar especial atención al estrato arbustivo, al cual están asociadas muchas especies forestales, tal y como se tratará en apartados posteriores.

#### **4. ESPECIES INDICADORAS Y ESPECIES AMENAZADAS EN CASTILLA-LA MANCHA**

Dado que en general son innumerables las especies presentes en un ecosistema forestal, la ordenación de montes difícilmente puede considerar las necesidades y condiciones individuales de cada una de ellas. Por ello, en ocasiones se toman como referencia y objetivo principal de la gestión (en lo relativo a la biodiversidad) un número relativamente pequeño de especies, ya sean especies indicadoras, amenazadas, o aquellas emblemáticas con un mayor interés y visibilidad social (normalmente grandes aves o mamíferos).

Una especie indicadora se puede definir como un organismo cuyas características (presencia o ausencia, abundancia, éxito reproductivo, etc.) se utilizan como indicadores de atributos demasiado costosos o difíciles de medir relacionados con un conjunto de especies más amplio o, eventualmente, con el conjunto de la biodiversidad en la zona de estudio (Landres *et al.*, 1988). Sin embargo, como recogen Lindenmayer *et al.* (2000), en la práctica el término 'especie indicadora' se ha venido utilizando en diferentes sentidos, algunos de ellos relacionados directamente con la diversidad biológica y otros con el impacto de agentes contaminantes. En este segundo caso, cabe destacar el interés de los líquenes epífitos como indicadores de la salud ambiental del ecosistema por su en general alta sensibilidad a la presencia de contaminación en el medio forestal (Loppi, 1998). Centrándonos en el primer sentido (diversidad biológica), se puede entender por especie indicadora (1) aquella cuya presencia conlleva o está asociada a la presencia de un conjunto más amplio de especies y cuya ausencia está relacionada con la ausencia de dicho conjunto, (2) aquella cuya desaparición provoca una serie de cambios importantes en la presencia y abundancia de otras especies (por su posición crítica en las redes tróficas dentro del ecosistema, tales como el conejo para algunas de las especies más amenazadas en Castilla-La Mancha), o (3) una especie importante en el sentido de que comprende una buena parte de los individuos o biomasa del ecosistema.

Sin embargo, el uso de las especies indicadoras no está exento de notables críticas, especialmente en el caso de las indicadoras de biodiversidad, y no tanto en las de contaminación ambiental (Lindenmayer *et al.*, 2000). En primer lugar, porque en la práctica es difícil identificar y seleccionar cuáles son las especies, dentro del conjunto del monte, que deberían utilizarse como indicadoras. La experiencia demuestra que el declive de algunas especies que se habían considerado como buenas indicadoras no ha tenido los efectos amplios o críticos que se suponían, o bien que se han producido daños importantes en la diversidad biológica de un ecosistema sin que la especie considerada indicadora haya tenido apenas fluctuaciones detectables (Lindenmayer *et al.*, 2000). Ciertamente, los cambios en una especie o grupo taxonómico no están necesariamente relacionados con los que se producen en los demás, y la escasez de conocimientos científicos sobre las interacciones en los ecosistemas y sus posibles cambios dificulta mucho la selección y uso de este tipo de especies. En segundo lugar, las especies indicadoras son muy variables según la zona de estudio y por tanto es difícil basar en las mismas estrategias y recomendaciones de gestión suficientemente amplias, generales, y aplicables en una variedad de casos. Por ello, autores como Lindenmayer *et al.* (2000) proponen utilizar en su lugar algunos de los aspectos e indicadores relacionados con la estructura de la masa y del paisaje forestal que se detallan en los apartados 5, 6 y 7 de este capítulo.

Mucho más clara, sencilla y objetiva es la identificación de las especies amenazadas presentes (real o potencialmente) en un determinado monte a ordenar, aunque no siempre las especies más amenazadas coinciden con las de mayor valor como indicadoras de diversidad biológica en el sentido descrito anteriormente. Sin embargo, las especies en peligro de extinción o con dificultades de conservación, aparte del valor intrínseco que tienen por sí mismas, son el foco y la medida por la que se pueden evaluar de una manera más visible y nítida los éxitos o fracasos en los esfuerzos en la conservación de la naturaleza. Si ni siquiera se consiguen conservar las especies cuya protección concentra más atención y recursos, difícilmente se podrá tener éxito en el mantenimiento del resto de la biodiversidad del monte, normalmente mucho más anónima y desconocida para gran parte de la sociedad. Más allá del mayor o menor papel que cada una de las especies amenazadas juegue como indicadora de biodiversidad biológica en el resto de los taxones, estas especies sí que son claves como indicadoras de la adecuación e implicación de la gestión forestal y territorial en el mantenimiento y fomento de la biodiversidad.

En el caso de Castilla-La Mancha destacan como las especies de fauna forestal más amenazadas el lince ibérico (*Lynx pardinus*), el águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*), la cigüeña negra (*Ciconia nigra*), y el buitre negro (*Aegypius monachus*). Castilla-La Mancha fue una de las primeras comunidades autónomas españolas en aprobar planes de recuperación (para las tres primeras) y conservación (para el buitre negro) para estas especies y en delimitar las zonas críticas para su conservación dentro de su ámbito territorial (en general concentradas en el oeste y sur de Castilla-La Mancha), mediante los decretos 275/2003 y 276/2003 de la Consejería de Medio Ambiente (D.O.C.M. nº 131, de 12 de septiembre de 2003).

Lógicamente, cuando todo o una parte del monte se encuentre dentro de una de estas zonas críticas o sensibles, la ordenación deberá tener en cuenta como primera prioridad el mantenimiento del buen estado de conservación de los hábitats de estas especies, así como contribuir a la recuperación de sus poblaciones. En los mencionados planes de recuperación y conservación se mencionan algunas medidas relativamente similares para el linco, águila imperial y buitre negro, que consisten en conservar el matorral y crear hábitats en mosaico con ecotonos entre bosque, matorral, pastizal y cultivos extensivos (condiciones favorables para el aumento de las poblaciones de conejo, principal presa de estas especies), realizar reforestaciones sólo cuando ello suponga la restauración de la vegetación natural propia del monte mediterráneo, plantear limitaciones a las redes de caminos, pistas y cortafuegos (tales como restricciones de acceso en las épocas sensibles), y realizar los tratamientos y actuaciones forestales fuera del periodo de reproducción. En este sentido, los estándares e indicadores FSC para la certificación de la gestión forestal sostenible en España también especifican, en su Anexo I dedicado al aprovechamiento del corcho, que los tratamientos selvícolas en las zonas de nidificación de águila imperial, cigüeña negra y buitre negro deben hacerse fuera de la época de cría (finales de enero a julio), y que la pela se retrasará en esos mismos casos. Por otro lado, es necesario respetar sin ninguna intervención los rodales en los que se sitúen nidos u otros elementos de especial interés para la fauna. Las zonas de no intervención en torno a estos nidos deberán ser suficientemente amplias, y no limitarse sólo a mantener sin cortar el propio árbol en el que está situado el nido o unos pocos árboles en el entorno del mismo, ya que las aves detectan los cambios bruscos en su entorno y abandonan con frecuencia el nido aunque no se haya visto directamente afectado el mismo árbol en el que está ubicado (Camprodon, 2007). En el caso de la cigüeña negra toman importancia los ecosistemas acuáticos de los que se alimenta, con lo que el plan de recuperación especifica que se deberá mejorar la calidad de las aguas y restaurar la vegetación de ribera de ríos y arroyos (ver apartado 10) y construir y adecuar charcas, así como contemplar la posibilidad de restringir las podas en las dehesas y establecer plataformas artificiales de nidificación en determinados pies seleccionados. En el caso del linco ibérico, además de las consideraciones anteriores, también se hace mención explícita en su plan de conservación a la restauración de la vegetación de ribera y a las zonas de conexión o corredores, estableciendo como uno de los objetivos el *“mantenimiento o restablecimiento de corredores que conecten zonas distantes de hábitat favorable, especialmente los apoyados en la red fluvial”* (ver apartados 7 y 10).

Estas especies amenazadas tienen áreas de campeo que se extienden por cientos o miles de hectáreas, lo que pone de manifiesto que una gestión forestal planteada únicamente a escalas reducidas (rodal y monte) difícilmente puede abordar con éxito los problemas de conservación de estas especies de fauna. Ello hace necesario ampliar las escalas tradicionales de la ordenación hasta la escala de paisaje, en la cual tienen cabida de forma explícita y natural las consideraciones relativas a la fragmentación de los hábitat, la conectividad del paisaje, o la heterogeneidad de los mosaicos mediterráneos, tal y como se contempla de modo más genérico (no específicamente enfocado a ninguna especie en particular) en los apartados 6 y 7. Otras medidas clave para la recuperación de las poblaciones de estas especies tan emblemáticas y amenazadas, tales como su cría en cautividad, los métodos de control de los

depredadores del conejo, la reducción de la mortalidad por tendidos eléctricos o las técnicas de alimentación suplementaria exceden el objeto de este capítulo, y se pueden encontrar detallados por ejemplo en Rodríguez *et al.* (2007) o en los propios planes de recuperación mencionados anteriormente.

Lógicamente, hay otras muchas especies forestales que, aun no estando en el grado de amenaza de las que acabamos de describir, merecen también atención y esfuerzos para orientar la gestión a su conservación y fomento. En este sentido, en los siguientes apartados se tratarán indicadores y características del monte que son favorables para el conjunto de la biodiversidad del monte, o que al menos están relacionados con la presencia y abundancia de un amplio conjunto de especies forestales, y sobre los cuales se puede incidir de manera efectiva mediante las medidas de gestión a incorporar en la ordenación de montes. Las recomendaciones siguientes son aplicables a mayor o menor medida a una gran parte, si no a todos, los ecosistemas forestales de Castilla-La Mancha.

## **5. ESTRUCTURA, MADURACIÓN Y DECAIMIENTO DE LAS MASAS FORESTALES COMO INDICADORES DE BIODIVERSIDAD**

### **5.1. Los bosques maduros**

Los bosques vírgenes, concebidos en su sentido más estricto como aquellos que nunca se han visto afectados por la acción antrópica, tienen un valor especial en el ámbito de la conservación de la biodiversidad al acoger en su seno a las comunidades faunísticas y florísticas que se desarrollarían en las condiciones de máxima naturalidad, y representan una referencia para orientar las características de otros tipos de bosque y la gestión que en ellos se practica. Sin embargo, en Castilla-La Mancha, como en el resto de España y en la mayor parte de Europa, estos bosques son prácticamente inexistentes. En la región mediterránea los bosques han estado sometidos a una secular acción antrópica que ha conformado y configurado muchas de las tipologías de bosque más características que hoy encontramos en Castilla-La Mancha, y de hecho muchas especies de flora y fauna están adaptadas y asociadas, en mayor o menor medida, a algún grado de influencia humana.

En ausencia de estos bosques vírgenes, los bosques maduros se configuran en algunos ámbitos como el ideal desde el punto de vista de conservación de la biodiversidad. Aunque su definición es controvertida y dependiente del contexto forestal y ecológico, se suelen considerar como tales aquellos con un vuelo arbóreo de edad avanzada (superior al menos a los 100 años) y con una marcada complejidad estructural, diversidad florística y abundancia de madera muerta (Camprodon, 2007), ya sea como resultado de la ausencia de intervenciones durante largos periodos de tiempo o de tratamientos selvícolas compatibles e incluso orientados a favorecer dichas características, algunos de los cuales se tratarán más específicamente en apartados siguientes.

Muchos estudios científicos muestran que la diversidad biológica se incrementa con la madurez del rodal, al menos para algunos grupos taxonómicos clave (Hunter, 1999; Camprodon, 2007; Gil-Tena *et al.*, 2007, 2009c). Los bosques maduros no albergan necesariamente todas las especies de interés en una determinada región forestal, ya que la maduración del bosque no deja de ser un proceso de cambio en las características del bosque, que beneficia a unas especies mientras que perjudica a otras que son desplazadas por las primeras. No obstante, la amplia diversidad que se encuentra en los bosques maduros se nutre habitualmente de aquellas especies más sensibles, amenazadas y dependientes de las estructuras y composiciones del bosque más escasas en nuestros medios.

Es preciso señalar, como se tratará posteriormente, que la ausencia de perturbaciones durante largos periodos de tiempo no conduce necesariamente a los mayores niveles de diversidad, y que cuando consideramos escalas más amplias que la de un rodal o masa forestal concreta, la excesiva dominancia de una determinada tipología de bosque (y entre ellas potencialmente también la de los bosques maduros) puede llevar a un empobrecimiento biológico a escala de paisaje o superiores. En todo caso, y en relación con este último aspecto, la notable escasez de los bosques maduros en los medios mediterráneos en general, y en los de Castilla-La Mancha en particular, hace que dicha dominancia rara vez se llegue a producir en la práctica.

Por ello, la conservación y fomento de la biodiversidad en la ordenación de montes pasa, en resumen, también por el mantenimiento y fomento de los bosques maduros. Ello puede conseguirse tanto mediante la creación de rodales o cuarteles de reserva, ya sea integral o dirigida (ver el capítulo 4 sobre la tipología de cuarteles), como mediante la aplicación de tratamientos selvícolas que puedan favorecer el desarrollo y complejidad estructural en las masas del monte, como se describe más adelante. Estas consideraciones ya se han reflejado a nivel normativo en algunas comunidades autónomas, y por ejemplo en Navarra el artículo 41 del Decreto Foral 59/1992 (por el que se aprueba el Reglamento de Montes en desarrollo de la Ley Foral 13/1990) establece que *“en los montes catalogados, bien de utilidad pública o bien protectores, al menos un 5% de su superficie será conservada sin actuación humana, sometida a su evolución natural”*. Del mismo modo, los estándares e indicadores FSC para la certificación de la gestión forestal sostenible en España especifican que en los bosques con alto valor de conservación no se intervendrá en al menos un 5% de su superficie, y que ésta deberá ser una extensión continua y correspondiente a las zonas donde el arbolado presente una mayor madurez, dejándose a su evolución natural.

## **5.2. Árboles añosos**

Una de las características asociadas a los bosques maduros descritos en el apartado anterior es la presencia de árboles de grandes dimensiones y edades avanzadas. Éstos, como recogen Hunter (1999) y Camprodon (2007), ofrecen elementos especialmente valiosos y habitualmente escasos en muchos de nuestros montes, tales como cavidades naturales y grandes copas y ramas que sirven de refugio y soporte para la nidificación de muchas especies (insectos, aves, murciélagos, otros mamíferos de

pequeño y mediano tamaño, etc.). Dentro de ciertos límites, los pies de mayor edad y copas más desarrolladas presentan una mayor producción de fruto y de hongos simbioses asociados, lo que atrae a muchas especies de fauna que se alimentan de los mismos.

En general, las cavidades son muy escasas en árboles con diámetro normal inferior a los 30 cm, y algunos estudios señalan que la mayor presencia de estos elementos se produce a partir de los 50-55 cm de diámetro normal o a partir de los 150 años de edad, y suelen ser más frecuentes y de mayor tamaño en las frondosas que en las coníferas, y especialmente en especies como los álamos o los abedules (Camprodon, 2007).

Lógicamente, cuando la gestión fija un turno único (y a una edad relativamente temprana) que se aplica sistemáticamente a todas las masas del monte, la extracción del arbolado impide la presencia de estos elementos y pies añosos en el monte, con los demostrados impactos negativos sobre una parte importante de la biodiversidad del mismo (Hunter, 1999). Normalmente el turno fijado suele estar por debajo de esos umbrales en diámetro y edad que acabamos de señalar, especialmente cuando el objetivo dominante es la optimización de la rentabilidad económica de la producción de madera. Para compatibilizar el aprovechamiento de los productos con valor de mercado con el mantenimiento y fomento de la biodiversidad forestal se pueden alargar los turnos de corta (en todo el monte o en una parte del mismo), o como decíamos en el apartado anterior, delimitar algunas zonas de reserva dentro del monte que se dejarían a su evolución natural indefinida, más allá de las edades de corta fijadas en el resto del monte (ver también el apartado 8.2). Además, se recomienda dejar tras las cortas finales (cortas a hecho o aclareo sucesivo) un determinado número de pies de edad avanzada sin extraer, con diámetros normales superiores a 40 o 50 cm si los hay, o los de mayores dimensiones que existan, y con especial atención a las frondosas. Estos pies se mantienen en el monte de manera indefinida, es decir, incluso cuando la regeneración se haya consolidado de manera definitiva y los pies de la antigua masa adulta no sean ya necesarios para proporcionar semilla ante posibles imprevistos en la evolución del regenerado. En el caso de la entresaca, estas mismas consideraciones se aplican al diámetro máximo fijado en la curva objetivo o ideal que se toma como referencia de la gestión, de manera que se flexibilizaría la aplicación de las cortas excluyendo un número de pies determinado por encima de ese diámetro máximo al programar las intervenciones en las diferentes clases diamétricas. Además de proveer de un elemento básico para muchas especies del monte, estos pies añosos que se dejan en pie indefinidamente reducen los contrastes entre las zonas cortadas y no cortadas (ver apartado 7.1), favorecen la conectividad y permeabilidad del monte para los movimientos de la fauna forestal especialista (ver apartado 7.2), y mantienen un mayor grado de complejidad estructural en la masa (ver apartado 5.4), entre otras ventajas recogidas en Lindenmayer y Franklin (2002).

Los pies que se dejan sin cortar se pueden distribuir de manera agregada (concentrados en pequeños bosquetes) o dispersa (pies individuales salpicados por todo el monte), y cada una de estas dos variantes tiene sus ventajas e inconvenientes, como se revisa en Lindenmayer y Franklin (2002). Estos autores recomiendan una

combinación de los dos enfoques, aunque la opción de pequeños bosquetes puede ser preferible para evitar problemas de estabilidad del arbolado remanente y cambios ambientales muy bruscos en el entorno de estos pies valiosos, entre otros aspectos, como puntos de nidificación y microhábitats para una variedad de especies (Camprodon, 2007). En la búsqueda de la compatibilidad entre la rentabilidad económica y la conservación de la biodiversidad, estos pies o pequeños bosquetes añosos se pueden seleccionar entre los peor conformados (y por tanto de menor valor económico) o entre los situados en zonas de difícil acceso y aprovechamiento, aunque siempre teniendo en cuenta que se debe evitar una selección genética negativa que haga que las futuras masas vayan perdiendo valor económico y biológico. Camprodon (2007) recomienda respetar unas densidades de pies añosos de 10 a 20 pies/ha, y recoge algunas reglamentaciones y ejemplos de ordenaciones en los que se manejan densidades de 5 a 15 pies/ha, que se pueden encontrar también en Lindenmayer y Franklin (2002). En Castilla y León, las Instrucciones de Ordenación de Montes Arbolados recomiendan dejar un mínimo de 1 a 3 pies por hectárea con edades muy superiores a la de madurez. El borrador de las Instrucciones de Ordenación de Montes de Castilla-La Mancha también recoge en su articulado la necesidad de que en la planificación de las cortas se tengan en cuenta criterios conducentes al fomento de la biodiversidad, y recomiendan alargar los turnos y edades de madurez en el caso de montes incluidos, total o parcialmente, en la Red Regional de Áreas Protegidas. Los estándares e indicadores FSC para la certificación de la gestión forestal sostenible en España especifican que, en los bosques con alto valor de conservación cuyo producto principal sea la madera, se dejarán al menos 5 pies extracortables o maduros por hectárea hasta su muerte natural, elegidos entre los más maduros de los existentes en el monte.

Generalmente una combinación de diferentes estrategias se considera lo más recomendable (alargamiento de los turnos, cuarteles de reserva, mantenimiento de pies adultos tras las cortas finales), siempre en función de los condicionantes y casuísticas de cada ordenación concreta. En algunos casos, cuando las masas del monte no estén todavía lo suficientemente desarrolladas, la única alternativa a este respecto consiste en aplicar, allí donde sean necesarios, tratamientos de mejora que puedan favorecer y acelerar el crecimiento y desarrollo de los fustes y copas mediante la reducción de las densidades cuando sean excesivas y la liberación de competencia. También se puede plantear la instalación de cajas anideras para la avifauna para suplir la ausencia de cavidades debida a la juventud de la masa, con una densidad orientativa de cajas de 5 a 10 unidades por hectárea (Camprodon, 2007).

Lógicamente tanto los árboles añosos como la madera muerta de suficiente dimensión (esta última tratada en el apartado siguiente) son muy escasos en el monte bajo, lo que aconsejaría su conversión a monte alto (en el que la diversidad faunística es en general mayor) según los métodos descritos en el capítulo 5.

### 5.3. Madera muerta y en descomposición

Los árboles muertos y la madera en descomposición son el resultado de las perturbaciones y las dinámicas naturales de maduración y decaimiento del bosque, o de una parte de los árboles que lo componen. Estos elementos constituyen un microhábitat para múltiples especies de fauna y son un reservorio de nutrientes y un sustrato adecuado para la germinación y crecimiento de diversas plantas forestales (McComb y Lindenmayer, 1999). La madera en descomposición, especialmente la de cierto tamaño (troncos y ramas gruesas), es un elemento al que están asociados muchos organismos de manera directa (aquellos involucrados en al menos alguna de las fases de los procesos de descomposición y fragmentación de la madera) o indirecta (habitualmente predadores de los anteriores), incluyendo hongos, líquenes, briófitos, invertebrados, anfibios, aves y mamíferos (Camprodon, 2007). Algunos autores estiman que del orden del 20% de la biodiversidad del monte está asociada a la madera muerta (Hunter, 1990; Grove, 2001).

En algunos bosques gestionados en los que se fija un turno único aplicado sistemáticamente a todo el vuelo arbóreo (según se comentaba en el apartado anterior) y en el que además los restos de corta se extraen o bien se eliminan mediante trituración u otro procedimiento en el propio monte, la madera en descomposición, especialmente la de cierto tamaño, que resulta ser la más valiosa desde el punto de vista de la biodiversidad, es muy escasa o prácticamente inexistente. La presencia de este tipo de elementos requiere que se respeten los procesos de envejecimiento y decaimiento de al menos una parte del arbolado, que son los que generan la mayoría de esta madera muerta, ya sea en pie o tumbada. Por tanto, la presencia de una cantidad suficiente de madera muerta se podrá conseguir mediante las medidas descritas en los apartados 5.1 y 5.2 en relación con los bosques maduros y los árboles añosos (alargamiento de turnos, creación de zonas de reserva, mantenimiento de pies adultos sin extraer tras las cortas finales). Aunque las recomendaciones y valores más adecuados son variables dependiendo de los tipos de bosque y las distintas zonas geográficas, en general se puede tomar como referencia el mantenimiento de al menos unos 5 a 15 m<sup>3</sup>/ha de madera muerta, repartidos entre madera muerta en pie (estacas con un diámetro de al menos 20 o 30 cm) y madera tumbada. En general, se recomienda evitar la excesiva dispersión espacial de esta madera en descomposición, manteniendo pequeños núcleos con mayor abundancia de estos elementos que puedan servir como pequeños nichos o hábitats dentro del bosque para las especies más fuertemente asociadas a los procesos de descomposición (Camprodon, 2007). En ocasiones, cuando estos elementos sean escasos en el monte a ordenar, pueden crearse estacas (árboles muertos en pie) mediante el anillado de algunos pies, o bien serrando el fuste de algunos de ellos a una determinada altura (Lindenmayer y Franklin, 2002; Camprodon, 2007). En Castilla y León, las Instrucciones de Ordenación de Montes Arbolados recomiendan dejar de 1 a 10 árboles secos y huecos cada 5 hectáreas, y el borrador de las Instrucciones de Ordenación de Montes de Castilla-La Mancha también recoge en su articulado la necesidad de tener en cuenta el mantenimiento de árboles muertos en el monte a la hora de planificar las cortas.

Estas consideraciones deben modularse en función del resto de objetivos de la ordenación, y en especial teniendo en cuenta los perjuicios que podrían derivarse de la proliferación de determinados agentes patógenos o del riesgo de incendios forestales. En relación con el primer aspecto, en el caso de que la especie de mayor interés en cuanto al aprovechamiento económico sea una conífera, una buena estrategia consiste en dejar madera muerta de los pies de frondosas que puedan existir en el monte, ya que las frondosas acogen en su descomposición a hongos e insectos específicos que no suelen afectar a las coníferas (Camprodón, 2007). En cuanto a los incendios forestales, se recomienda concentrar la madera muerta en distintos bosquetes a lo largo del monte pero rodeados por otras zonas de bosque más limpias, tales como fajas de protección contra incendios o, en su caso, cortafuegos, que actúen en mayor o menor medida como barreras e impidan la propagación del fuego desde o hacia estas zonas con mayor cantidad de madera muerta y por tanto mayor combustible seco susceptible de favorecer la ignición y propagación de un incendio forestal.

#### **5.4. Complejidad estructural vertical de las masas forestales**

Dentro del concepto de complejidad estructural del rodal quedan englobadas una serie de características del mismo que hacen referencia principalmente a la existencia de múltiples estratos de vegetación (tanto arbórea como arbustiva y herbácea) y de pies de una amplia variedad de edades (complejidad estructural vertical), así como a la variabilidad espacial, a escala de rodal o masa forestal, en la estructura y densidad del arbolado (complejidad estructural horizontal), con presencia y alternancia de claros, zonas de bosque más densas y otras más abiertas. Algunos autores como Lindenmayer y Franklin (2002) incluyen también dentro de este concepto alguno de los elementos recogidos en los apartados 5.2 y 5.3, tales como la presencia de pies añosos y de madera muerta tumbada en pie, a los que suelen estar asociados este tipo de bosques con estructuras más complejas y estados de desarrollo más maduros. Los aspectos relacionados con la variabilidad o complejidad estructural horizontal, tanto dentro del rodal como en escalas más amplias, se tratarán más adelante (apartado 6.1) en relación con la heterogeneidad del paisaje forestal.

La gestión forestal debe procurar mantener o fomentar esta complejidad en cuanto a la estructura vertical, evitando conducir grandes extensiones del monte a un mismo tipo de estructura simplificada y monoestratificada, como los que suelen ser típicos de los bosques gestionados o plantados para la producción intensiva de madera, dado que los bosques estructuralmente más complejos acogen una mayor riqueza de especies que los bosques con estructuras simples. La complejidad vertical del bosque favorece un gradiente de microhábitats y microclimas del que se benefician una variedad de especies forestales (Brokaw y Lent, 1999). La complejidad estructural aumenta generalmente con la madurez del rodal, desde estructuras relativamente simples y monoestratificadas en los primeros estadios de la sucesión, hasta que las diferencias de crecimiento entre las especies o los pies de una misma especie arbórea, la distribución del espacio vertical a medida que se va incrementando la altura dominante del arbolado, y las perturbaciones que pueden ir afectando desigualmente en distintas zonas del rodal, van generando masas con más estratos e intercalación de

pisos arbóreos y no arbóreos (Brokaw y Lent, 1999). Por tanto ésta es también una de las características típicas de los bosques maduros (ver apartado 5.1), y aquí son aplicables también algunas de las consideraciones relativas a la gestión contempladas en los apartados anteriores.

En el tradicional debate entre masas regulares e irregulares, las últimas han sido las habitualmente consideradas como las más adecuadas en términos de protección y conservación de la biocenosis. Sin embargo, cabe señalar que la complejidad estructural a la que responden positivamente muchos grupos faunísticos se puede conseguir también en contextos espaciales amplios, ya sea mediante una estructura irregular por bosquetes más o menos grandes o incluso mediante un mosaico de masas regulares intercaladas en el territorio y que cubran todo el rango de edades y estados de desarrollos (incluyendo, como decíamos en los apartados 5.1 y 5.2, pies y masas maduras y sobremaduras). Hay especies que por su temperamento o uso del hábitat son propias de masas más o menos regulares, sin que por ello tengan un menor valor en términos de biodiversidad, y que pueden no conservarse en zonas donde la estructura irregular sea la única presente en grandes extensiones. Por ello, es conveniente combinar en alguna medida ambos tipos de formas de masa, de acuerdo con las recomendaciones relativas a la heterogeneidad del paisaje que se tratarán más adelante.

Algunos tratamientos como las cortas a hecho tienden a producir estructuras de masa considerablemente simples, mientras que otros como la entresaca (pie a pie o por bosquetes) serían más compatibles y aconsejables a estos efectos. Los tratamientos de mejora, como las claras, pueden tener efectos variables sobre la complejidad estructural dependiendo de cómo se planteen, y pueden reducir la variabilidad estructural o, por el contrario, favorecerla al acelerar el desarrollo y la diferenciación en diámetro y altura de los pies liberados de competencia. La estrategia de dejar un cierto número de árboles adultos sin extraer una vez completadas las cortas finales (ver apartado 5.2) también es favorable en términos de complejidad estructural vertical, al mantener al menos dos estratos en el monte incluso en el momento de la regeneración de la masa.

Parte fundamental de esta complejidad estructural es el mantenimiento y fomento del estrato arbustivo, y de otros como el herbáceo o lianoide, que son refugio y sustrato de alimentación y reproducción de un gran número de especies. Por ello se deben evitar rozas y desbroces que incidan en grandes extensiones sobre estos estratos por los efectos empobrecedores que ello tendría sobre la biodiversidad forestal. Cuando por motivo del riesgo de incendios sea necesaria la eliminación del matorral, ésta se hará de manera localizada y convenientemente distribuida en el espacio en forma de fajas de protección, a los lados de las cuales se respetarán extensiones suficientes del estrato arbustivo, de manera que se interrumpa la continuidad horizontal del combustible sin comprometer el resto de funciones y servicios ambientales proporcionados por el monte. En relación con la gestión del arbolado, diversos estudios han puesto de manifiesto que la dominancia de masas con fracciones de cabida cubierta excesivas (por encima del 70% o 80%) tienden a reducir la riqueza de algunos grupos taxonómicos como las aves forestales (Gil-Tena *et al.*,

2007, 2008, 2009a), debido en parte a que se impide la entrada de luz al sotobosque y el desarrollo de un estrato arbustivo suficientemente rico y abundante. En efecto, los bosques demasiado densos y cerrados no son en general beneficiosos para la biodiversidad, y un área basimétrica por encima de los 25 m<sup>2</sup>/ha se puede traducir en una disminución en la riqueza de especies (Lebreton y Choisy, 1991; Camprodon, 2007).

## **6. PERTURBACIONES, TRATAMIENTOS SELVÍCOLAS Y HETEROGENEIDAD ESPACIAL A DIFERENTES ESCALAS**

### **6.1. El papel de la heterogeneidad espacial y la necesidad de diversificar las formas de gestión**

Dado que son múltiples las especies y formas de vida asociadas a los ecosistemas de un monte o región forestal concreta, y que sus necesidades vitales son variables, como también lo son las características de composición y estructura del bosque que favorecen en mayor medida su presencia y abundancia, es en general aconsejable propiciar en la ordenación una variedad y mezcla de estructuras y tipologías de bosque, y también de otros elementos no arbolados (zonas encharcadas, humedales, pastizales, matorrales, mosaicos agroforestales, etc.), para poder satisfacer los requerimientos del amplio espectro de biodiversidad potencialmente presente en el monte a ordenar. Aun cuando muchas de las consideraciones realizadas en apartados anteriores nos llevarían a apostar en algunos casos por las masas más desarrolladas, el monte alto, o la estructura de masa irregular, por poner algunos ejemplos, la práctica se encarga de demostrar que tales beneficios se aminoran e incluso se pueden tornar perjudiciales cuando conducen a una dominancia excesiva de un determinado tipo de bosque o cubierta en extensiones suficientemente amplias (Saura, 2009).

Por ejemplo, Gil-Tena *et al.* (2009a) analizaron a una escala de 100 hectáreas las relaciones entre las características del bosque y la riqueza de aves forestales. Encontraron efectivamente una respuesta positiva de dicha riqueza frente al incremento en la edad o estado de desarrollo medio del bosque (clases naturales de edad), pero que se frenaba a partir de un determinado umbral más allá del cual dominancias adicionales de los bosques más maduros tenían un efecto negativo sobre la riqueza de aves forestales, tanto para las especies especialistas como para las generalistas (Gil-Tena *et al.*, 2009a). Estos efectos negativos de la excesiva dominancia o presencia exclusiva de los bosques más maduros a la escala de 100 hectáreas, que no se presentan a la escala de rodal, son debidos a la falta de heterogeneidad y diversidad de la cubierta forestal y a la menor variedad de recursos, nichos, y hábitats disponibles en tales condiciones para las especies forestales (fauna y flora). Similares efectos se han descrito en relación con la dominancia de rodales con altas fracciones de cabida cubierta (superiores al 70% o 80%) tanto a la escala de 100 ha (Gil-Tena *et al.*, 2007, 2009a) como a otras más amplias (Gil-Tena *et al.*, 2008).

Tal dominancia excesiva o presencia exclusiva de las masas cerradas puede ser el resultado de una decisión explícita de conservación naturalista (muchas veces mal

entendida y fundamentada de manera generalizada sobre la no intervención), o el resultado indirecto del abandono de la gestión forestal y la ausencia de otras perturbaciones en extensiones amplias y durante prolongados periodos de tiempo (Saura, 2009). Del mismo modo, espacios abiertos tales como claros, pastizales y matorrales intercalados entre la cubierta arbolada son favorables para la heterogeneidad del paisaje y la biodiversidad, y especialmente para algunas de las especies cinegéticas que tienen gran importancia en Castilla-La Mancha. En todo caso, el fomento de la heterogeneidad en un monte concreto no debe implicar sustituir elementos escasos a escalas más amplias (de manera análoga a lo que decíamos en el apartado 3.2.1 sobre los índices de diversidad), ni reducir los elementos de los que dependen las especies más amenazadas, sensibles o especialistas forestales.

En este sentido, y en lo que se refiere al diseño y ubicación de las repoblaciones forestales, éstas deberían priorizarse en aquellos paisajes en los que la cubierta forestal no es dominante, y no incidir en completar un dosel arbóreo de espesura más o menos completa en aquellas zonas donde el arbolado forestal es ya ampliamente mayoritario. Donde la cubierta forestal es escasa es donde los repoblados pueden ser más beneficiosos y traducirse en una mayor respuesta por parte de un amplio conjunto de especies, siempre que no queden configurados como elementos aislados dentro del mosaico territorial, tal como se tratará posteriormente en relación con la fragmentación y conectividad de los bosques (apartado 7).

De acuerdo con Lindenmayer y Franklin (2002), la gestión para la diversidad biológica requiere una diversidad en las formas de aplicar la gestión y en las tipologías de bosque a las que ésta conduce, siendo aconsejable crear y mantener una variedad de tipologías forestales, evitando la homogeneización y la apuesta por un único tipo de bosque que podría hacer perder el nicho al menos a una parte de las especies. Además, es importante señalar que los conocimientos biológicos y científicos son todavía notablemente escasos en algunos aspectos y no permiten responder por el momento, al menos con el detalle que desearían los gestores, a cuáles son los efectos de diferentes tratamientos selvícolas y medidas de gestión sobre los distintos componentes de la biodiversidad forestal. Ello acentúa la necesidad de aplicar métodos de ordenación flexibles y de concebir la gestión dentro de lo que se denomina gestión adaptativa (ver capítulo 2), en la que se integre la propia investigación y evaluación de los efectos de las medidas adoptadas para una continua mejora y adaptación de las actuaciones contempladas dentro de la ordenación.

## **6.2. Las plantaciones y bosques de explotación intensiva y sus efectos sobre la biodiversidad**

La explotación intensiva de los bosques orientada a la maximización del valor económico de la producción de madera como único objetivo es sin duda una de las principales causas de la pérdida de biodiversidad en los bosques en las que ésta se aplica (*e.g.* Hunter, 1999). Entre otras características empobrecedoras para la diversidad biológica, estas masas se caracterizan habitualmente por ser monoespecíficas y coetáneas, con un único estrato arbóreo, una fracción de cabida

cubierta muy próxima al 100% en toda su extensión (que no permite el desarrollo de otras especies arbóreas o pisos como el arbustivo y que, de aparecer, se eliminan mediante limpiezas y desbroces), una muy baja diversidad genética (en ocasiones se utiliza un solo genotipo o clon en todo el monte), edades de corta tempranas (no dejándose en el monte ningún pie por encima del turno fijado), una baja heterogeneidad espacial, e incluso plantaciones a marco final en la que no existe ningún fenómeno de competencia ni mortalidad natural entre el arbolado y por tanto tampoco ningún aporte de madera muerta en la plantación.

Ello ha llevado a que este tipo de masas y gestión sean percibidas negativamente por una parte importante de la sociedad. Sin embargo, hay que hacer notar que los efectos negativos de este tipo de plantaciones se producen cuando vienen a sustituir a bosques más naturales y maduros (como ocurre por desgracia todavía a unas tasas alarmantes en muchos países tropicales, siendo una de las primeras causas de la pérdida de biodiversidad en estos medios tan ricos en especies), pero no necesariamente cuando reemplazan a otros usos agrícolas o ganaderos, caso en el cual pueden ser también beneficiosas desde el punto de vista de la diversidad biológica, en comparación con los niveles existentes en los usos anteriores.

Por otro lado, el hecho de que una determinada porción, siempre que sea relativamente pequeña, de una comarca o región (dentro de las consideraciones sobre la heterogeneidad del paisaje realizadas anteriormente) esté dedicada a una producción intensiva permite relajar la presión e intensidad de la explotación sobre el resto de bosques, pudiéndose aplicar en ellos una gestión más nítidamente orientada a la conservación y fomento de la biodiversidad. Nuestra sociedad mantiene en la práctica una demanda de productos procedentes del bosque, y para satisfacer dicha demanda se pueden o bien distribuir las extracciones con la misma intensidad por todos los montes de la región que la abastece o bien concentrarlas en una pequeña porción del territorio con una alta productividad por unidad por superficie, facilitando la adopción de criterios más favorables para la biodiversidad en el resto (véase también el apartado 8.2). Por ello, se debe ser consciente de que las plantaciones intensivas, bien diseñadas, distribuidas en el territorio y gestionadas, pueden ser de hecho una pieza en la lucha contra la pérdida de la biodiversidad a múltiples escalas.

Ello no excluye obviamente que la gestión practicada en este tipo de bosques orientados a la producción de madera o biomasa pueda y deba, en mayor o menor medida, modularse y adaptarse para tener en cuenta los criterios y medidas repasados a lo largo de este capítulo. En este sentido, se debe destacar que el hecho de que una determinada masa forestal proceda de plantación no implica que sea pobre en biodiversidad de manera indefinida e irreversible. Dependiendo de cómo sean gestionadas, las plantaciones, convenientemente conducidas y tratadas, pueden llegar a alcanzar con el tiempo niveles de diversidad biológica similares a los de otros bosques más naturales. Finalmente, destacar que los estándares e indicadores FSC para la certificación de la gestión forestal sostenible en España especifican que las plantaciones realizadas no deben contar con masas continuas con un mismo clon superiores a 10 hectáreas, y que el conjunto de las plantaciones de la unidad a ordenar

se debe componer de al menos de tres especies diferentes, no suponiendo ninguna de ellas más del 90% en número de pies.



Plantación de Chopos (Ciudad Real)

### **6.3. Las perturbaciones como un componente intrínseco de los ecosistemas forestales: la hipótesis de la perturbación intermedia y el papel de los tratamientos selvícolas**

Los efectos indudablemente negativos del tipo de gestión intensiva descrita en el apartado anterior, que no da cabida a los criterios que concilian las necesidades productivas con las de fomento de la biodiversidad, han contribuido a que se extienda en parte de la sociedad la percepción de que todo tipo de gestión es igualmente negativa para la biodiversidad forestal, y que la mejor manera para conservarla consiste, indefectible y sistemáticamente, en evitar cualquier tipo de intervención y tratamiento selvícola en los bosques, tras lo que el bosque se dirigirá inexorablemente hacia un ideal de bosque maduro y natural en la que se alcanzaría la máxima diversidad biológica.

Sin embargo, hace ya tiempo que se ha propuesto y aceptado una visión dinámica de la naturaleza en la cual se reconocen los cambios y las perturbaciones como partes integrantes de los ecosistemas (White, 1979; Saura, 2009). De hecho, las perturbaciones se consideran un elemento clave para la conservación de la biodiversidad forestal (Roberts y Gilliam, 1995), y pueden contribuir a mantener la heterogeneidad del paisaje en unos niveles beneficiosos para la misma (Saura, 2009). Las masas y ecosistemas forestales son el resultado de una interacción continua con distintos tipos de perturbaciones a diferentes escalas, tales como las derivadas de la gestión pero no sólo éstas, en un proceso dinámico y una evolución continua en la que difícilmente se alcanza en algún momento un punto de equilibrio. Esto es especialmente cierto en nuestros medios mediterráneos, caracterizados por la secular acción antrópica y la adaptación de muchas especies de flora y fauna a la misma y a la recurrencia de incendios de diferente intensidad. En muchas ocasiones se tiende a

evitar todo tipo de perturbaciones sobre los paisajes forestales, lo que incluye, entre otros, a los incendios forestales y a la acción de determinados agentes patógenos, así como a las derivadas de los propios tratamientos selvícolas. Ello dentro de una concepción de los ecosistemas como un conjunto estático o que tiende inexorablemente hacia un ideal inmutable, concepción que desprecia el demostrado papel de las perturbaciones como elementos consustanciales a dichos ecosistemas.

En este contexto, una de las hipótesis o teorías con mayor difusión es la de la perturbación intermedia, según la cual la diversidad de especies es máxima para un determinado régimen de perturbaciones de tamaño, frecuencia e intensidad intermedios, mientras que disminuye en ausencia de perturbaciones y en el caso de que su recurrencia o extensión sea excesiva (Connell, 1978; Roberts y Gilliam, 1995). Esta hipótesis ha sido evaluada en relación con las perturbaciones causadas por la gestión forestal en algunos ámbitos geográficos más o menos lejanos a los mediterráneos (Battles *et al.*, 2001; Schumann *et al.*, 2003). Recientemente Torras y Saura (2008) en Cataluña y Martín-Queller *et al.* (2010) en el centro de España (en una amplia zona que engloba toda Castilla-La Mancha) estudiaron el efecto de distintos tipos de tratamientos selvícolas sobre un conjunto de indicadores de biodiversidad forestal y concluyeron que las masas sometidas a tratamientos de intensidad moderada (entresaca y algunos tipos de tratamientos de mejora como las claras) presentaron mayores niveles de diversidad (riqueza arbórea y arbustiva) que aquellas no intervenidas, mientras que en los rodales con tratamientos de regeneración de mayor intensidad como las cortas a hecho se encontró en general la tendencia contraria.

Estos resultados están de acuerdo con las predicciones de la hipótesis de la perturbación intermedia, en la que los tratamientos selvícolas son entendidos como una perturbación más sobre los ecosistemas forestales (Roberts y Gilliam, 1995), e indican que la no intervención no es necesariamente la mejor opción para la conservación y fomento de la biodiversidad de nuestros bosques. Los tratamientos selvícolas de una intensidad moderada y aplicados con un criterio técnico adecuado (evitando por ejemplo algunos tipos de corta por huroneo en el caso de la entresaca) se muestran beneficiosos y compatibles con una mejora en la biodiversidad de los ecosistemas forestales (Saura, 2009). En efecto, más allá del origen o características iniciales del bosque, una adecuada gestión forestal puede y debe conducir las masas a estructuras más favorables y con una mayor capacidad de acogida para la biodiversidad. Especialmente aquellas masas con exceso de densidad y competencia, tan frecuentes en nuestros montes tras los procesos de abandono rural sucedidos en las últimas décadas y la falta de gestión de muchas de las repoblaciones realizadas durante el siglo XX, se beneficiarían de tratamientos selvícolas con una intensidad adecuada que facilitarían su transición a estados más maduros (con copas y fustes más desarrollados de los pies liberados de competencia), incrementarían la producción de fruto, y favorecerían la implantación de una mayor variedad de especies (estrato arbustivo y otros), beneficiando así al conjunto de la biodiversidad del monte (Torras y Saura, 2008; Gil-Tena *et al.*, 2007, 2009a).



Tratamientos silvícolas en Montes de Toledo

#### 6.4. La gestión forestal a escala de paisaje

Los tratamientos selvícolas moldean las características del rodal, pudiendo como hemos visto tener efectos positivos sobre la diversidad del mismo, pero es necesario tener en cuenta también sus efectos sobre el conjunto del paisaje, donde serán posiblemente diferentes (Torras y Saura, 2008; Saura, 2009). Por ejemplo, las cortas de entresaca aplicadas igualmente y de manera sistemática a todos los rodales del monte pueden incrementar la diversidad localmente (diversidad  $\alpha$ ), pero sin embargo podrían dar lugar a una homogeneización y empobrecimiento biológico cuando se considera el paisaje en su conjunto (diversidad  $\gamma$ ), al excluir a las especies de carácter más marcadamente heliófilo (Decocq *et al.*, 2004). Tal pauta de gestión crearía un patrón espacial de pequeños claros mucho más abundantes y de menor tamaño que los que se formarían bajo un régimen más o menos natural de perturbaciones. Algunos autores han propuesto que el mejor enfoque para garantizar la resiliencia y el uso sostenible de los ecosistemas forestales consiste en imitar o tender a aproximarse al régimen natural de perturbaciones (Crow y Perera, 2004; Drever *et al.*, 2006), allí donde pueda determinarse, o en un sentido más amplio al régimen secular de perturbaciones con el que han coexistido y al que están adaptadas las especies en un ámbito geográfico determinado (Niemelä, 1999).

Del mismo modo, una corta a hecho puede tener efectos negativos dentro de los límites estrictos del área donde se aplica pero sin embargo beneficiar a la heterogeneidad espacial y a la diversidad evaluada en contextos espaciales más amplios, por ejemplo mediante la creación de pequeños claros y zonas abiertas salpicadas por el monte que pueden favorecer a la fauna más generalista o de mosaico, así como al regenerado de la vegetación con un temperamento menos tolerante. El fomento de la biodiversidad requiere de un régimen y patrón de perturbaciones con una variedad de tamaños, formas e intensidades que propicie una suficiente heterogeneidad a diferentes escalas y a la que puedan responder una

variedad de especies cuyas áreas de campeo y necesidades vitales pueden ir mucho más allá de la escala de un rodal o monte concreto. El óptimo a escala de rodal no coincide necesariamente con el óptimo a escala de paisaje (Saura, 2009), y es necesario concebir y aplicar las medidas de gestión considerando sus efectos e interacciones a diferentes escalas, y no sólo a la más habitual (y sin duda fundamental) escala de rodal, que es sólo una parte del problema y recoge sólo una parte de los efectos de la gestión sobre la biodiversidad y otras funciones y servicios ambientales de los bosques.

Los procesos de abandono rural y de reducción de las intervenciones selvícolas ocurridos en las últimas décadas en muchas zonas de España han conducido a una densificación y homogeneización del paisaje forestal. En este contexto, uno de los pocos agentes que introducen variabilidad espacial actualmente en nuestros paisajes forestales, al menos a una escala suficientemente apreciable, son los incendios forestales, tras el abandono o notable disminución de las perturbaciones inducidas por la gestión forestal en muchas zonas de nuestro país. Los incendios forestales proporcionan, de manera en muchas ocasiones traumática, una heterogeneidad del paisaje que en algunos casos puede ser favorable para diversas especies generalistas o de espacios abiertos, pero que podría conseguirse de una manera más beneficiosa para la sociedad mediante una planificación forestal integrada que abarque desde la escala de rodal hasta la escala de paisaje (Gil-Tena *et al.*, 2009a).

Las consideraciones realizadas anteriormente sobre la hipótesis de la perturbación intermedia y la necesidad de determinados tipos de tratamientos selvícolas a escala de rodal son aplicables también a escalas más amplias como la de paisaje. De hecho, es posible trazar un paralelismo entre los efectos de la gestión en la estructura del rodal y los efectos de la gestión en la estructura del paisaje forestal (composición y configuración). En este sentido, la intensidad de la gestión forestal (evaluada a partir del área basimétrica extraída y el número de parcelas gestionadas) no se mostró como desfavorable para la variación de la riqueza de aves forestales en un periodo de 20 años a escala de 10 x 10 km en Cataluña (Gil-Tena *et al.*, 2010), e incluso las cortas de regeneración tuvieron un efecto significativo y ligeramente positivo sobre las aves especialistas (Gil-Tena *et al.*, 2009b), resultados similares a los obtenidos para la riqueza y diversidad de especies arbóreas por Torras *et al.* (2009) en la misma escala y zona de estudio. Del mismo modo, Martín-Queller *et al.* (2010) concluyeron que las entresacas y claras tuvieron efectos positivos sobre la diversidad de especies leñosas a escala de paisaje (diversidad  $\gamma$ ) en Castilla-La Mancha, Madrid y Castilla-León, mientras que las cortas a hecho y los tratamientos agrosilvopastorales tuvieron el efecto contrario.

Finalmente, señalar que dentro del concepto y alcance de la gestión forestal a escala de paisaje se encuadran no sólo los aspectos relativos a la heterogeneidad espacial, sino también los relacionados con la fragmentación y conectividad de los bosques que se tratan en el siguiente apartado.

## 7. FRAGMENTACIÓN DE LOS BOSQUES Y CONECTIVIDAD DEL PAISAJE

### 7.1. Fragmentación de los bosques: efectos sobre la biodiversidad e implicaciones de gestión

La fragmentación de los bosques se puede definir como el proceso mediante el cual una gran extensión de bosque se transforma en un número de teselas de menor tamaño separadas entre sí por otros tipos de cubierta (*e.g.* Haila, 1999). En la propia definición de fragmentación queda implícito que para que ésta se produzca es necesario que tenga lugar previa o simultáneamente una reducción de la superficie de bosque, al ser reemplazada por otros tipos de vegetación o usos del suelo. Ello ha llevado muchas veces a una sobreestimación de los efectos reales de la fragmentación sobre las especies, al confundir y atribuir a ésta el efecto de la propia pérdida de hábitat forestal, que suele ser mucho más nítido para la mayoría de especies y procesos ecológicos (Fahrig, 2003). Es necesario considerar los efectos de la fragmentación por sí misma, más allá de los realmente debidos a las variaciones en la cantidad total de hábitat forestal existente en el paisaje, a la hora de evaluar su importancia tanto para explicar diversos procesos ecológicos como para condicionar y ser tenida en cuenta en mayor o menor medida en la toma de decisiones en la planificación y gestión forestal (Boutin y Hebert, 2002; Fahrig, 2003; Saura y Rubio, 2010). Hecha esta importante salvedad, podemos destacar los siguientes principales efectos debidos o asociados a la fragmentación de los bosques (Wigley y Roberts, 1997; Santos y Tellería, 1998; Kupfer *et al.*, 2006; Saura, 2009):

- *Reducción del tamaño de las teselas de bosque:* provoca que las teselas tengan una menor capacidad de acogida para las especies forestales que necesitan grandes extensiones de hábitat, ya sea por sus elevados requerimientos energéticos (habitualmente grandes mamíferos y aves) o por depender de recursos escasos que sólo son suficientemente abundantes en áreas amplias. Eventualmente, una tesela puede ser demasiado pequeña para mantener por sí misma poblaciones o individuos de una determinada especie, lo que resultaría en extinciones locales en dicha tesela, o en que la misma actúe como un sumidero que sólo es capaz de mantener la presencia de la especie mediante los aportes desde otras áreas de bosque más extensas y productivas que actúan como fuentes poblacionales (Pulliam, 1988).
- *Incremento del efecto borde.* Los bordes se pueden definir, a los efectos tratados en este capítulo, como una transición marcada entre dos tipos de vegetación o ecosistemas diferentes, al menos uno de los cuales es forestal arbolado. A medida que se reduce el tamaño de las teselas de bosque, y dependiendo de la forma más o menos compacta de las mismas, éstas van presentando un menor porcentaje de área interior (área alejada del límite con otros tipos de cubierta) y se ven afectadas en mayor medida por los fenómenos característicos del borde de las masas forestales. Por ejemplo, los mayores niveles de radiación solar, temperatura, evapotranspiración y penetración y velocidad del viento pueden conllevar importantes cambios a nivel microclimático e inducir modificaciones en la composición de la vegetación forestal al favorecer el desarrollo de especies

heliófilas y anemócoras, además de incrementar la susceptibilidad a derribos por viento. Estos cambios a nivel microclimático pueden ser especialmente relevantes para determinadas especies sensibles de fauna y flora cuando las condiciones previas a la fragmentación ya son limitantes en cuanto a estrés hídrico o temperaturas extremas, por lo que los efectos de la fragmentación tienden a ser más notorios y a manifestarse antes en las zonas de mayor xericidad (Santos y Tellería, 1998). Por otro lado, en el borde de los bosques se incrementa la presión sobre el regenerado como consecuencia del aumento de las poblaciones de especies tales como los micromamíferos y de la mayor accesibilidad del ganado y la fauna cinegética, así como la predación de nidos de aves por córvidos y diversos mamíferos. La posible mayor frecuentación y exposición a los impactos propios de las actividades antrópicas asociadas a los bordes reduce el hábitat disponible para las especies más sensibles, que tienden a evitar estas zonas, e incrementa el riesgo de ignición por causas humanas. Sin embargo, el aumento del número de especies heliófilas o especialistas en las zonas de borde o ecotonos puede resultar frecuentemente en un incremento de la riqueza de especies, tanto en el propio borde como en el conjunto del monte, aunque ello puede ocurrir a costa de favorecer a especies más generalistas y comunes en perjuicio de las más típicamente especialistas forestales que suelen ser las más necesitadas de protección. En todo caso, es necesario destacar que la intensidad de estos efectos depende del grado de contraste entre las teselas adyacentes, tanto a nivel de tipo y estructura de la vegetación como de composición faunística y florística (Kupfer *et al.*, 2006). Dado que las cortas crean bordes entre las zonas recientemente cortadas y los bosques adyacentes y pueden producir un efecto fragmentador, se hace necesario suavizar y hacer menos abruptas estas transiciones. Los efectos de la fragmentación se reducen significativamente cuando se deja un número suficiente de pies adultos sin cortar tras la finalización de las cortas a hecho o por aclareo sucesivo (ver apartado 5.2), así como cuando las cortas de regeneración se realizan por entresaca. El modelo de Harris, que se trata en el apartado 8.1, también integra consideraciones relativas a la reducción de estos contrastes y bordes provocados por las cortas.

- *Aislamiento de las teselas*: a medida que las teselas de hábitat forestal van quedando alejadas entre sí dentro del mosaico del paisaje, se reduce el intercambio de individuos entre las poblaciones, lo que puede dar lugar a un empobrecimiento genético y dificultar la recolonización y recuperación tras las perturbaciones, y eventualmente comprometer la viabilidad de dichas poblaciones, especialmente para las especies con escasas capacidades de dispersión fuera de su propio hábitat. Algunos de estos aspectos se tratarán con más detalle en el apartado siguiente en relación con la conectividad funcional, ya que es dentro del concepto de conectividad donde se contemplan de manera más natural y explícita los fenómenos de dispersión de las especies y otros flujos ecológicos en relación con sus interacciones con el mosaico del paisaje (incluidas las diferentes posibilidades de movimiento a través de otras zonas del paisaje diferentes del propio hábitat forestal), mientras que los índices de fragmentación se centran habitualmente en aspectos únicamente estructurales y tienen por tanto un potencial menor en este ámbito (Saura, 2009).

Aunque la fragmentación del bosque se concibe habitualmente como un proceso negativo, es necesario señalar que sus efectos son consustanciales al proceso y característica evaluada, y pueden ser tanto negativos como positivos, pudiendo ser este último el caso de algunas especies heliófilas, generalistas o propias de mosaicos de diferentes tipos de cubierta, según se ha apuntado anteriormente.

Los aspectos tratados en relación con la fragmentación y el tamaño de las teselas de bosque deben tenerse en cuenta e integrarse en la planificación forestal. En general es difícil dar recetas simples y de aplicación general, dada la gran variabilidad de las respuestas de las distintas especies a los procesos de fragmentación y la todavía notable escasez de estudios científicos que proporcionen indicaciones concretas al respecto (especialmente en nuestros medios mediterráneos). Sin embargo, estudios previos realizados en España, y concretamente en bosques de Castilla-La Mancha y Castilla y León, sugieren un tamaño de tesela de bosque de 100 hectáreas como un umbral por debajo del cual empieza a hacerse más notoria la ausencia de diferentes especies de vertebrados forestales (Santos y Tellería, 1998).

Estas consideraciones deberán además tener más protagonismo cuando la planificación afecte a las zonas de mayor xericidad (dentro de las que se encuentran muchos montes de Castilla-La Mancha), cuando la superficie de bosque no represente más del 30% del total del paisaje, y cuando existan especies de valor de conservación con capacidades de dispersión limitadas (Santos y Tellería, 1998; Andrén, 1994; Boutin y Hebert, 2002; Saura y Rubio, 2010). En tales circunstancias las cortas deben organizarse de manera que respete la continuidad física de unidades de bosque suficientemente grandes. Del mismo modo, las repoblaciones forestales deberán plantearse en la medida de lo posible en zonas de suficiente extensión, o bien desarrollarse junto a otros bosques ya existentes para completar con ellas unidades de mayor tamaño, de manera que las nuevas masas jueguen efectivamente un papel de hábitat para un conjunto suficientemente amplio de especies.

En el caso contrario, caracterizado por la abundancia de cubierta arbolada y/o por elevadas capacidades de dispersión de las especies de interés, éstas percibirán el hábitat forestal como un conjunto funcionalmente continuo, teniendo menor importancia la fragmentación y el tamaño de una determinada tesela de bosque concreta dentro del mosaico del paisaje (Saura y Rubio, 2010).

## **7.2. La conectividad del paisaje forestal: concepto y consideraciones relevantes para la ordenación de montes**

La conectividad del paisaje forestal se puede definir como aquella característica del mismo que facilita en mayor o menor medida el movimiento y dispersión de las especies, el intercambio genético, y otros flujos ecológicos entre las distintas zonas de monte (Taylor *et al.*, 1993). La conectividad determina qué proporción de la superficie total del hábitat forestal existente en el territorio es realmente accesible para un organismo o población situada en un punto concreto del mismo (Saura, 2009). Una mejora de la conectividad se traduce, entre otros efectos, en un incremento en las

tasas de intercambio de individuos entre poblaciones, en una mejora en la persistencia local y regional de las poblaciones, y en un aumento de su estabilidad y capacidad de recuperación frente a perturbaciones y de recolonización tras posibles extinciones locales (Crooks y Sanjayan, 2006).

Por todo ello, el mantenimiento y mejora de la conectividad del paisaje forestal se considera pieza clave de los esfuerzos para la conservación de la biodiversidad y las funciones ecológicas de los bosques, pudiendo contrarrestar los efectos potencialmente adversos de la fragmentación y facilitar la adaptación de las especies a los cambios en sus áreas de distribución causados por el cambio climático y otros factores (Taylor *et al.*, 1993; Hannah *et al.*, 2002; Opdam y Wascher, 2004; Araújo y Rahbek, 2006). Son múltiples las iniciativas, planes y legislaciones nacionales e internacionales donde se hace énfasis en la importancia de incorporar criterios de conectividad en la planificación territorial, algunas de las cuales se recogen en EUROPARC-ESPAÑA (2009). Para poder llevar a cabo con éxito la integración de consideraciones de conectividad en la planificación forestal a diferentes escalas es necesario tener presentes al menos las cuatro consideraciones conceptuales siguientes (Saura, 2009):

- *La conectividad funcional o cómo la conectividad depende de las especies y procesos analizados.* La conectividad es y debe medirse en general como un aspecto funcional, es decir, dependiente de las distancias y capacidades de dispersión de las especies analizadas o, en términos más generales, de las características de la propagación o difusión de los flujos ecológicos considerados (Tischendorf y Fahrig, 2000). En efecto, las especies y procesos presentan distintas capacidades de dispersión y propagación a través del territorio que determinan que un mismo paisaje forestal pueda ser percibido como funcionalmente conexo para una especie con gran movilidad pero en cambio como altamente fragmentado para otra con capacidades de dispersión más limitadas (Pascual-Hortal y Saura, 2008a). Similares consideraciones son aplicables a la dispersión del polen y semillas de la vegetación forestal (*e.g.* González-Martínez *et al.*, 2006), dependiendo de las estrategias y del agente dispersor (viento, animales, etc.) o la combinación de los mismos (dispersión primaria y secundaria), y por supuesto a la propagación de los incendios forestales de diferente intensidad a través del territorio.

Esta dependencia de la conectividad respecto a la especie o proceso introduce una complejidad adicional en este tipo de análisis, al ser potencialmente muy numerosas las especies presentes o los procesos que actúan en un determinado espacio forestal y escasa la información disponible sobre su dispersión, resultando difícil lidiar con las particularidades de cada una de ellas. Por ello, todavía la planificación operativa considera en algunos casos la conectividad desde un punto de vista estructural como un enfoque simplificado en el que se tiene en cuenta la configuración y distribución espacial de las teselas de hábitat forestal, sin relacionarla con una distancia de dispersión ni con una especie o proceso concreto. En este sentido, normalmente se considera que la continuidad física (estructural) del hábitat forestal garantizará la conectividad para las especies forestales menos móviles y más sensibles a los efectos de la fragmentación, y una vez garantizada la

posibilidad de dispersión de éstas, se supone que también quedará asegurada para el resto de especies con mayor movilidad.

- *Los efectos de la conectividad son positivos o negativos dependiendo del proceso analizado*, en cierto modo de manera similar a lo que ocurre con la fragmentación, según se comentó en el apartado anterior. Una alta conectividad puede ser obviamente buena para muchas especies (incluidas las protegidas, con valor de conservación, cinegéticas, etc.) pero resultar sin embargo negativa cuando el proceso que se beneficia de ella es la propagación de una plaga, un incendio forestal o una especie invasora. Dado que la conectividad es funcional y dependiente del proceso analizado, es necesario gestionar los bosques y el mosaico del paisaje desde esa perspectiva, buscando compatibilizar el mantenimiento o incremento de la conectividad para unos procesos a la vez que se reduce para otros. Por ejemplo, un cortafuegos de una determinada anchura puede ser muy efectivo para detener el avance de un incendio forestal (al menos mientras éste no supere una determinada intensidad), y sin embargo ser totalmente permeable a efectos del movimiento de las especies de fauna y la dispersión de pólenes y semillas.
- *Más allá de los corredores lineales en el fomento de la conectividad*. Cuando hablamos de conectividad, muchas veces tendemos a pensar en un corredor físico y fácilmente diferenciable y reconocible sobre el territorio, constituido por una franja más o menos estrecha que contacta en sus dos extremos con las zonas de bosque a conectar; tal puede ser el caso de los bosques de ribera, las vías pecuarias convenientemente restauradas, u otros elementos específicamente desarrollados para tal fin. Aunque tales elementos pueden ser sin duda valiosos, la conectividad va mucho más allá de esa conectividad dirigida y concebida sólo a través de la continuidad espacial. Los flujos ecológicos se producen también de una manera más difusa a través de la matriz del paisaje, es decir, a través de zonas que no son hábitat forestal pero que, dependiendo de su grado de permeabilidad o resistencia al movimiento, pueden facilitar la dispersión entre distintas áreas de bosque. Tal es el caso de algunos de los mosaicos agroforestales típicos de los medios mediterráneos, y que son especialmente importantes en Castilla-La Mancha para la conservación de algunas de las especies más emblemáticas en esta región.
- *¿Es siempre el fomento de la conectividad la mejor alternativa de conservación?* Incluso cuando nos centramos en las especies de fauna de mayor interés, la conectividad, aun siendo beneficiosa, no tiene por qué ser siempre la mejor alternativa de conservación. En un contexto de recursos limitados para la gestión y conservación, otras estrategias como la protección y mejora de las zonas de mayor calidad de hábitat forestal por sí mismas pueden ser más eficientes. La conveniencia de invertir grandes sumas de dinero en la creación de corredores lineales ha sido un aspecto controvertido y sometido a un intenso debate, en el que podemos encontrar los puntos de vista más críticos en artículos como los de Simberloff *et al.* (1992) o Niemelä (2001). Ciertamente, no todas las especies y procesos ecológicos responden de igual manera frente al mantenimiento o creación de nuevos corredores. Son las especies con capacidades de dispersión moderadas o intermedias (en relación con el patrón espacial del paisaje y las distancias efectivas

entre las teselas de bosque) las que en mayor medida se benefician de los elementos conectores que puedan existir en el paisaje, y existen metodologías que permiten evaluar específicamente los beneficios relativos de la conservación o mejora de la conectividad frente a otras alternativas de gestión dentro de un marco analítico integrado (Saura y Rubio, 2010). Por otro lado, como decíamos anteriormente, la permeabilización de la matriz en un sentido más amplio y difuso puede ser más conveniente en algunos casos que el propio establecimiento de corredores lineales, a pesar de la mayor visibilidad social que puedan tener estos últimos.

La discusión del concepto y efectos de la conectividad ecológica nos lleva de manera natural a observar que los elementos del paisaje forestal, ya sean rodales, cuarteles, montes o cualquier otra unidad dasocrática, no son elementos aislados y que se puedan gestionar en toda su integridad y multifuncionalidad acudiendo únicamente a sus características intrínsecas. Las interacciones espaciales y temporales que se establecen entre los distintos elementos del paisaje hacen que no sea posible explicar las propias características de un determinado espacio forestal, ni incidir con éxito en su gestión, sin acudir a un contexto espacial más amplio y a los procesos que en él se desarrollan (Saura, 2009).

En lo que se refiere a la consideración explícita de la conectividad del paisaje en la planificación forestal, es necesario pasar de los más habituales análisis descriptivos, que nos indican si un paisaje está más o menos conectado pero no proporcionan resultados de interés directo para la gestión, a análisis orientados a la toma de decisiones y la distribución de usos mediante la identificación y priorización de los elementos que contribuyen en mayor medida a la conectividad del conjunto del paisaje (Pascual-Hortal y Saura, 2008a, 2008b). Ello incluye tanto orientar las medidas de gestión y conservación en las zonas más críticas para el mantenimiento de la conectividad como evaluar las zonas en las que las repoblaciones tendrían efectos más beneficiosos en términos de una mejora en la misma.

En este sentido, existen metodologías e índices desarrollados específicamente para estos fines y con prestaciones especialmente apropiadas para la planificación operativa en el ámbito forestal y territorial, basadas en estructuras de grafos y en el concepto de medir la disponibilidad de hábitat a escala de paisaje (Urban y Keitt, 2001; Pascual-Hortal y Saura, 2006, 2008a, 2008b; Saura y Pascual-Hortal, 2007; Saura y Rubio, 2010). Estas metodologías e índices han sido implementadas en el programa informático Conefor Sensinode (Saura, 2008; Saura y Torné, 2009), cuya versión 2.2 está disponible gratuitamente para su descarga desde <http://www.conefor.org>, junto con un detallado manual y extensiones específicas para ArcGIS o ArcView que pretenden hacer el programa de manejo sencillo por parte de diferentes tipos de usuarios. El Conefor Sensinode, a pesar de su reciente publicación, se ha utilizado ya en una amplia variedad de aplicaciones, incluyendo casos de estudio de planificación forestal en España, análisis de los cambios en la conectividad de los bosques en Europa entre 1990 y 2000 para el *European Forest Data Centre* (EFDAC) de la Comisión Europea, y otras aplicaciones en España, Estados Unidos, China, Italia, Finlandia,

Hungría, Chile, Puerto Rico y México, que se pueden consultar en más detalle en <http://www.conefor.org/applications.html>.

El Conefor Sensinode se puede utilizar además de manera combinada con otras herramientas gratuitas para el análisis de la conectividad del paisaje, tales como: (1) la extensión PathMatrix (<http://cmpg.unibe.ch/software/pathmatrix/>) para ArcView 3.x que permite calcular los caminos de mínimo coste entre las teselas de bosque a través de una superficie de fricción que representa la mayor o menor permeabilidad y facilidad para el movimiento de los distintos tipos de vegetación y usos del suelo existentes en la matriz del paisaje (Ray, 2005), (2) el programa informático Circuitscape (<http://www.circuitscape.org/>), que permite tener en cuenta la contribución de múltiples caminos disponibles en el paisaje para el movimiento entre dos teselas de bosque determinadas, y no sólo el camino de mínimo coste (McRae *et al.*, 2008), y (3) el programa Guidos (<http://forest.jrc.ec.europa.eu/download/software/guidos>) que aplica técnicas propias de la morfología matemática a paisajes binarios (*e.g.* bosque frente a no bosque) y clasifica los patrones espaciales diferenciando varias tipologías entre las que destaca la identificación de los conectores estructurales (Vogt *et al.*, 2007; Soille y Vogt, 2009).

## **8. MODELOS DE ORGANIZACIÓN ESPACIOTEMPORAL DE LAS CORTAS Y LAS MASAS ARBOLADAS EN LA ORDENACIÓN DE MONTES Y COMARCAS**

### **8.1. El modelo de Harris**

Una de las primeras propuestas para incorporar criterios de fragmentación, conectividad y madurez de los bosques en la ordenación forestal fue la realizada por Harris (1984). Este autor contempló la necesidad de asignar unas determinadas zonas del monte a reservas integrales sujetas a evolución natural, pudiendo quedar el resto del monte orientado a satisfacer las necesidades productivas. En el modelo de Harris (1984) estas zonas de evolución natural se conciben como el núcleo del monte al que todos los tramos de corta están conectados (en el sentido estructural y de contigüidad espacial). Las especies más exigentes y fuertemente asociadas a los bosques maduros y desarrollados encontrarían su hábitat en dicho núcleo de reserva, así como en los tramos próximos a su destino y con edades de la masa más avanzadas. Desde ellos quedaría garantizada la posibilidad de desplazamiento de las especies, en el momento que se iniciaran las cortas finales (a hecho o por aclareo sucesivo) y se sustituyeran las masas adultas por otras de regenerado, hacia el núcleo central de reserva y, a través de éste, a los otros tramos con fustales disponibles en el monte. Las especies forestales más generalistas o de mosaico encontrarían condiciones más adecuadas para su desarrollo en la combinación de las diferentes clases de edad (desde repoblados hasta fustales) en los tramos de corta. Además, en dicho modelo los aprovechamientos se programan de manera que las nuevas zonas de corta nunca estén situadas junto a los siguientes tramos en destino, sino junto a otros de edades intermedias (respecto al turno fijado), con lo que se consigue una mayor continuidad

estructural y una transición más progresiva entre las diferentes zonas que van siendo objeto de las cortas de regeneración. Finalmente, las operaciones de saca se harían hacia la zona exterior de los tramos, la opuesta al núcleo central, para evitar daños en dicho núcleo y en los elementos conectores entre el mismo y los propios tramos.

Básicamente el modelo de Harris (1984) pretende que la organización espacio-temporal de las cortas no rompa en ningún momento la conectividad o continuidad física entre las zonas de bosque más desarrollado, así como evitar los contrastes excesivos entre masas adyacentes resultantes de determinados patrones de corta, contrastes que, como decíamos en el apartado 7.1, son los que podrían hacer más patentes los posibles efectos negativos de la fragmentación (Kupfer *et al.*, 2006). Las pautas básicas de este modelo, considerablemente sencillas, siguen siendo de interés y válidas hoy en día, aunque desde luego se pueden generalizar y perfeccionar a la luz de otras consideraciones tratadas en apartados previos, así como modular para adaptarlas a las condiciones y necesidades de cada ordenación concreta, y aplicarla a una escala de planificación mayor que la de monte, tal como la escala comarcal propia de los Planes de Ordenación de los Recursos Forestales (Saura, 2009). Del mismo modo, este modelo se podría extender también al caso de masas irregulares y regeneración por entresaca, en el que los tramos mencionados anteriormente corresponderían a los formados en un monte organizado conforme a una entresaca regularizada (véase el capítulo 5).

## **8.2. Distribución de los turnos, heterogeneidad, bosques maduros y régimen natural de perturbaciones**

Para discutir cómo la distribución de los turnos a lo largo de las distintas masas de un monte o comarca forestal puede adecuarse para propiciar unos mayores niveles de diversidad biológica de acuerdo con Seymour y Hunter (1999), empezamos presentando algunas variables que nos serán útiles a tal efecto. En primer lugar, definimos  $p$  como la frecuencia anual de perturbaciones, es decir, la proporción de la superficie del monte que se ve afectada cada año por perturbaciones que conllevan la eliminación del arbolado existente. En el caso de que las perturbaciones sean las debidas a las cortas de regeneración,  $p$  será la proporción de la superficie del monte que se corta cada año (ello no implica que necesariamente deban hacerse cortas todos los años; simplemente nos indica una tasa media anual).  $S(E)$  será la proporción de la superficie en la que el arbolado es eliminado (por perturbaciones de distinto tipo) cuando tiene una edad superior a  $E$  o, en el caso de que las perturbaciones sean las debidas a las cortas de regeneración, la proporción de la superficie arbolada en la que se ha fijado un turno de corta superior a  $E$ .

En el caso de que tengamos un monte con funciones predominantemente productivas y calidad de la estación homogénea, ordenado por el método de división por cabida, tramos permanentes u otros métodos similares (ver capítulo 5), en el que se ha fijado un único turno ( $T$ ) en toda la unidad a ordenar, y suponiendo que las cortas de regeneración (cortas a hecho o aclareo sucesivo) son las únicas

perturbaciones que provocan la sustitución de las masas adultas por otras de regenerado, tenemos que  $p=1/T$  y que  $S(E)$  viene dado por:

$$S(E) = 1 \quad \text{si } E < T$$
$$S(E) = 0 \quad \text{si } E \geq T$$

En un monte ordenado de esta manera, todas las clases de edad por debajo del turno fijado cubren la misma superficie, con lo que  $S(E)$  es constante para edades inferiores al turno, mientras que no existirá ninguna masa con edades superiores a  $T$ , con la consiguiente carencia de rodales maduros y árboles añosos (ver apartados 5.1 y 5.2). Al mismo tiempo, tampoco existe ninguna zona del monte que se regenere a edades más tempranas que la del propio turno fijado.

En el caso de que el arbolado del monte no sea objeto de cortas de regeneración como las que acabamos de describir sino que esté sujeto simplemente al régimen natural de perturbaciones que se puedan desarrollar en la zona (incendios, plagas, aludes, derribos por viento, etc.), tenemos que la función  $S(E)$  vendrá dada por la siguiente expresión, en el supuesto de que las perturbaciones se distribuyan por el monte de modo más o menos aleatorio, siendo la probabilidad de que una masa arbolada sea perturbada independiente de su edad (Van Wagner, 1978):

$$S(E) = e^{-p \cdot E}$$

Incluso cuando en este régimen natural de perturbaciones la frecuencia anual de perturbaciones o tasa anual de extracción ( $p$ ) sea igual a la del caso del turno único descrito anteriormente (es decir,  $p=1/T$ ), la distribución de edades será muy diferente a la de una ordenación por división por cabida o tramos permanentes, existiendo tanto masas con edades muy superiores a  $T$  como otras que son perturbadas a edades anteriores a dicho turno, de modo análogo a lo que ocurre en los modelos de De Liocourt o Meyer para la distribución diamétrica en masas irregulares. En concreto, el 37% de las masas tendrán en este modelo una edad de perturbación o corta superior a  $T$ .

Bajo un régimen natural de perturbaciones (véase apartados 6.3 y 6.4), los patrones de perturbaciones distribuidos de forma más o menos aleatoria por el paisaje y con diferentes tamaños y periodos de retorno tienden a provocar que algunas zonas arboladas sean perturbadas repetidamente con una alta frecuencia mientras que otras escapan a esos eventos y se mantengan por largos periodos de tiempo madurando sin ser sustituidas por otras masas más jóvenes.

En estas consideraciones se basa la propuesta para una mejor conciliación de los aspectos productivos y los de diversidad biológica recogida por Seymour y Hunter (1999), que fomentan una presencia más o menos abundante de masas de edad avanzada (ver apartado 5), una mayor heterogeneidad espacial y variedad de estados de desarrollo (ver apartado 6.1), y una mejor aproximación al régimen natural o secular de perturbaciones, con el que han coexistido y al que están adaptadas las especies en un ámbito geográfico determinado (véase apartado 6.4), a la vez que

compatibilizando dichos beneficios con la obtención de una posibilidad y rendimiento económico que satisfagan las necesidades productivas. Esta propuesta consiste en asignar distintos turnos a diferentes partes del monte, de manera que cuanto mayor sea el turno fijado, menor será la superficie asignada al mismo, de modo similar a la distribución de edades resultante de la función exponencial negativa para  $S(E)$  indicada en la expresión anterior. Así, en vez de fijar un único turno a todo el monte o comarca ( $T$ ), se fijan  $n$  turnos diferentes ( $T_1, T_2, \dots, T_n$ ) de aplicación cada uno de ellos en una determinada proporción del área de la unidad de ordenación ( $a_1, a_2, \dots, a_n$ ). Dentro de estos turnos diferentes, algunos de ellos se fijarán a edades suficientemente tardías para permitir la presencia de masas maduras o sobremaduras, por encima como mínimo de los 100 o 150 años, y si es posible con presencia de edades todavía mayores (ver apartados 5.1 y 5.2). Para que tengamos la misma frecuencia anual de perturbaciones o tasa de cortas ( $p$ ) que en los casos anteriores ( $p=1/T$ ), debe cumplirse la siguiente condición:

$$\frac{a_1}{T_1} + \frac{a_2}{T_2} + \dots + \frac{a_n}{T_n} = \frac{1}{T} = p$$

En un ejemplo concreto, y siguiendo a Seymour y Hunter (1999), los objetivos y ventajas planteadas se pueden conseguir, en vez de fijando un único turno de 100 años en toda la superficie a ordenar, asignando por ejemplo un turno de 50 años al 20% de la superficie arbolada, un turno de 100 años al 35% de la superficie arbolada, un turno de 150 años al 20%, un turno de 200 años al 15%, y un turno de 300 años al 10% restante, con una pauta de distribución de edades y cortas similar a la que resultaría de la exponencial negativa del régimen natural de perturbaciones comentado anteriormente. En este ejemplo el 45% del arbolado se cortarían a edades superiores a  $T=100$  a la vez que se mantendría la misma tasa de extracción que si se hubiera fijado un único turno de corta a esa edad para todas las masas arboladas ( $p=1/T=0,01$ ). Serían también posibles otras combinaciones de  $T_i$  y  $a_i$  distintas de las de este ejemplo concreto que, siguiendo el modelo planteado, fueran más adecuadas en cada caso según las características de las masas y los objetivos de producción y conservación. Por otro lado, a partir de un determinado límite de edad suficientemente elevado se podría considerar que no se fija ya ningún turno y que esa parte del monte queda como reserva sometida a su evolución natural (por ejemplo el 10% del monte con un turno de 300 años en el ejemplo anterior).

Ello permite combinar zonas con especies de crecimiento más rápido y mayor productividad, en las que se puede concentrar la satisfacción de las demandas de productos procedentes del monte o comarca, con otras masas con funciones preferentes de protección o conservación de la biodiversidad, y se considera más adecuado y efectivo que el simple alargamiento de un mismo turno fijado para todo el monte a ordenar. Del mismo modo, evita tener que adoptar una distribución de masas irregulares pie a pie, cuando el temperamento de la especie y/o el interés y rentabilidad de la producción aconsejen tratamientos por cortas a hecho o aclareo sucesivo en tranzones o tramos, eventualmente suficientemente extensos y continuos. Aun cuando se tratara de una ordenación por entresaca, estas consideraciones se podrían aplicar pero teniendo en cuenta el diámetro máximo fijado en la curva

objetivo o ideal, que se variaría en diferentes zonas del monte de manera análoga a lo que aquí se ha planteado para el caso del turno en masas coetáneas o regulares.

Lógicamente, en los casos en los que se combinen los efectos de las cortas de regeneración con los de otras perturbaciones más o menos naturales que puedan afectar al arbolado, habrá que tener en cuenta la suma de ambos a la hora de determinar el valor de  $p$  y el modelo propuesto resultante.

Estas distribuciones de turnos tienen su mayor sentido en montes grandes o en comarcas forestales, y no tanto en fincas o montes pequeños donde la restricción de superficie no permitiría asignar mucho más de uno o dos turnos diferentes. En este sentido, estas propuestas son especialmente relevantes para el desarrollo de los Planes de Ordenación de los Recursos Forestales, teniendo en cuenta además que es en escalas amplias donde operan muchos de los procesos ecológicos relacionados con la biodiversidad y las áreas de campeo de muchas de las especies forestales más amenazadas o consideradas indicadoras.

## 9. EL ÍNDICE COMBINADO BIOFOR

En apartados anteriores hemos visto que son muchos los aspectos a tener en cuenta en una gestión orientada a la biodiversidad, lo cual dificulta la propia estimación de las condiciones del monte en relación con su capacidad de acogida de una suficiente variedad de especies y, a partir de ella, la planificación de las medidas que se pueden llevar a cabo dentro de una ordenación. Por ello, en lugar de trabajar con índices e indicadores que resumen de manera más o menos parcial alguno de dichos aspectos, se han desarrollado una serie de índices combinados que integran y agregan varios de los criterios y aspectos repasados a lo largo de este capítulo. Ello no excluye obviamente la evaluación diferenciada y detallada de cada uno de los aspectos parciales recogidos por este tipo de índices, o de otros de los mencionados en apartados anteriores, para afinar en las necesidades de la gestión y de las especies, pero estos índices combinados permiten una primera aproximación al estado de conservación del bosque y su posible valor en términos de diversidad biológica de una manera sencilla y con un bajo coste.

Dentro de este tipo de índices combinados podemos destacar el índice Biofor, de sencilla estimación y utilización para ayudar a la toma de decisiones en la ordenación de montes, y que viene dado por la siguiente expresión (Menéndez, 2000; Prieto *et al.*, 2008):

$$\text{Biofor} = [M_{a,m,b}(b, v, e), V_{a,m,b}(f, p), F_{a,m,b}(s, z), S_{a,m,b}(n, i, t)]$$

El índice queda caracterizado por cuatro dimensiones o magnitudes consideradas relevantes o informativas de la biodiversidad en los ecosistemas forestales: el medio ecológico (M), la vegetación (V), la fauna (F) y la sostenibilidad potencial (S). A cada una de estas magnitudes se le asocia un subíndice  $a$ ,  $m$  o  $b$ , según sea la calidad asociada a ese factor (respectivamente alta, media o baja). Finalmente, se le asignan

también otros elementos de diagnosis o descriptores adicionales (entre paréntesis en la expresión anterior) que describen algún aspecto destacable o relevante de la magnitud a la que hacen referencia. A continuación se describe el procedimiento general de estimación y aspectos contemplados en cada una de esas cuatro magnitudes, pudiendo encontrarse especificaciones más detalladas sobre su cálculo e interpretación en Menéndez (2000) y Prieto *et al.* (2008).

- **Medio ecológico (M)**

Esta magnitud hace referencia a la diversidad de ecosistemas o biotopos distintos que se pueden encontrar en el monte y a su calidad intrínseca. Como se ha descrito en apartados anteriores, cuanto más diversos sean los hábitats presentes en el ecosistema más diversos tenderán a ser también los diferentes elementos que lo componen. Se tienen en cuenta los siguientes tres parámetros para estimar la diversidad del medio:

- *Riqueza de biotopos*: diferenciando los biotopos en función del tipo de formación vegetal predominante. Este parámetro tiene un peso del 60% en el valor de M.
- *Distribución de biotopos*: parámetro que tiene un peso del 20% en el valor de M y en el que se estudian dos aspectos: el tamaño relativo de las teselas de los biotopos y las conexiones entre ellos, los dos con el mismo peso.
- *Calidad paisajística*: parámetro con un peso del 20% en el valor de M, y que es función de variables correspondientes a los tipos de vegetación (peso del 40% dentro del parámetro), fisiografía (30%) y cursos de agua (30%).

La calidad del medio ecológico para la biodiversidad se estima como combinación de cada uno de los parámetros y pesos mencionados. En función de los valores de M al medio se le asigna una calidad alta (M entre 2,35 y 3), media (M entre 1,65 y 2,34) o baja (M entre 1 y 1,64). Existen además una serie de descriptores adicionales que ayudan a comprender mejor el estado ecológico de la zona estudiada. Estos descriptores se designan con una letra que lleva asociado un significado específico, siendo los correspondientes al medio ecológico los siguientes:

- b*: En la zona se incluye algún biotopo de especial protección o rareza, por ejemplo una zona de vegetación relíctica o fuera de su núcleo central de distribución, formación ecológica de especial singularidad, etc.
- v*: Existe en la zona algún paisaje de especial calidad o rareza por su singularidad geológica, grado de naturalidad, calidad visual, etc.
- e*: Aparece en la zona algún elemento destacable por su singularidad ecológica, cultural o histórica, como árboles singulares, elementos arqueológicos o arquitectónicos de interés, lugares históricos, etc.

## - **Vegetación (V)**

Una de las variables más importantes para la biodiversidad es la relativa a las características de la vegetación, además de por su importancia intrínseca porque constituye la estructura del hábitat de las especies animales, les sirve de refugio y alimento y es el sustento de numerosas funciones del ecosistema. Los parámetros auxiliares que se consideran para evaluar las características de la vegetación dentro del índice Biofor son los siguientes:

- *Riqueza de especies arbóreas*: con un peso del 30% en el valor de V.
- *Estructura de la masa*: reflejando los efectos beneficiosos de la complejidad estructural vertical, con un peso del 20% en el valor de V.
- *Clases de edad*: valorando positivamente la situación en la que todas las clases de edad están representadas de una manera uniforme, con un peso del 20% en el valor de V.
- *Cubierta arbustiva y herbácea*: con un peso del 30% en el valor de V.

La calidad de la vegetación para la biodiversidad se estima como combinación de cada uno de los parámetros y pesos mencionados. En función de los valores de V se le asigna a la vegetación una calidad alta (V entre 2,35 y 3), media (V entre 1,65 y 2,34) o baja (V entre 1 y 1,64).

Dentro de la valoración del estado de la vegetación se consideran los siguientes descriptores que ayudan a describir su diversidad con más exactitud:

- f*: existencia de endemismos florísticos de interés, ya sean del estrato arbóreo, arbustivo o herbáceo, y especialmente si se trata de especies amenazadas.
- p*: referido a la zona de procedencia de las semillas forestales, al considerar que las zonas de procedencia albergan ecotipos de características destacables como su productividad, resistencia a enfermedades u otras que se deban perpetuar.

## - **Fauna (F)**

Los parámetros auxiliares para evaluar la biodiversidad de la fauna del monte (F) son los siguientes:

- *Proporción de fauna inventariada en el monte respecto a la fauna de la comarca*. Aunque generalmente no se dispondrá de un inventario exhaustivo de las distintas especies que componen la fauna del monte, sí se contará con elementos de juicio para estimar si la riqueza faunística es superior, igual o inferior a la media de la comarca o región. El peso de este parámetro en el valor de F es del 50%.

- *Existencia de caza en el monte*, considerándose como un indicador de condiciones favorables para la vida silvestre en el mismo, dado que, en general, las reservas de caza son hábitats con una riqueza faunística superior a la de otras zonas. Este parámetro tiene un peso del 30% en el valor de F.
- *Existencia de lugares estratégicos para la fauna*, con un peso del 20% en el valor de F.

La biodiversidad de la fauna del monte se estima como combinación de cada uno de los parámetros y pesos mencionados, de manera que en función de los valores de F se le asigna una calidad alta (F entre 2 y 2,6), media (F entre 1,40 y 1,99) o baja (F entre 0,80 y 1,39).

Los descriptores adicionales para la variable fauna son los siguientes:

- s: existencia de alguna especie animal amenazada según las listas de la especies amenazadas de la directiva Hábitats, de la UICN, u otra de aplicación en Castilla-La Mancha.
- z: existencia de alguna zona de especial interés para determinadas taxocenosis no en peligro pero sí relevantes (determinadas familias de aves, mamíferos, insectos, reptiles, etc.).

#### - **Sostenibilidad (S)**

El objetivo de esta variable es, además de valorar el estado actual de la biodiversidad, indicar cuál es la tendencia de la misma. Los parámetros auxiliares que se emplean para su cálculo son los siguientes:

- *Existencia de algún tipo de regulación*: como síntoma del interés y recursos invertidos en conservar ese ecosistema. Este parámetro tiene un peso del 30% en el valor de S.
- *Conectividad externa de los ecosistemas*: fundamental para mantener las relaciones de intercambio y facilitar la movilidad y capacidad de adaptación y recuperación frente a perturbaciones. Tiene un peso del 20% en el valor de S.
- *Regeneración natural*: indicativo del buen funcionamiento y autorregulación del ecosistema, con un peso del 20% en el valor de S.
- *Tipo de aprovechamientos*: dependiendo de si se trata de aprovechamientos intensivos no compatibles con la conservación de la biodiversidad o de aprovechamientos tradicionales extensivos y respetuosos con el medio. Este parámetro tiene un peso del 20% en el valor de S.

- *Existencia de riesgos*: que refleja los riesgos naturales, bióticos y abióticos que amenazan la sostenibilidad del ecosistema, tales como enfermedades y plagas, el fuego, la excesiva carga pastante (doméstica o silvestre) o la introducción de una especie exótica. Este parámetro tiene un peso del 20% en el valor de S.

La sostenibilidad se estima como combinación de cada uno de los parámetros y pesos mencionados, de manera que en función de los valores de S se asigna una calidad alta (S entre 2 y 3,0), media (S entre 1 y 1,99) o baja (S entre 0 y 0,99).

En cuanto a la sostenibilidad del ecosistema, los descriptores adicionales que matizan el valor del parámetro son los siguientes:

- n*: existe una figura de protección (espacio natural protegido). Aunque se incluye en el cálculo del valor del parámetro se destaca adicionalmente mediante este descriptor porque se considera un aspecto especialmente significativo.
- i*: existen en la actualidad impactos ambientales muy negativos que requieren una inmediata restauración.
- t*: El aprovechamiento se realiza de acuerdo con prácticas tradicionales no intensivas y que son totalmente compatibles con la sostenibilidad del ecosistema.

## **10. BIODIVERSIDAD Y BOSQUES DE RIBERA**

### **10.1. Importancia de los bosques de ribera para la biodiversidad y medidas para su conservación**

Los bosques de ribera son formaciones con unas características muy singulares y un especial valor para la conservación de la biodiversidad forestal. Son bosques intrazonales, es decir, no pertenecen a ninguna región biogeográfica o zona geográfica determinada. No se distribuyen tanto en función del clima general de una zona como de condiciones locales de gran humedad edáfica y suelos más o menos hidromorfos, ligados en su mayor parte a factores históricos y evolutivos responsables de la presencia de masas de agua en superficie o cerca de ella (Sterling, 1996). En relación con su entorno, se caracterizan por unas mayores dimensiones del arbolado, una mayor espesura y productividad, y una singular composición florística, estando dominados por especies leñosas y constituyendo bosques multiestratificados. La vegetación se sitúa en forma de estrechas franjas de terreno que difieren de la matriz del paisaje circundante en ambos lados. En general, los bosques de ribera actúan como filtro para unas especies, como hábitats y corredores para otras, y como fuente de diversos efectos ambientales y biológicos en sus alrededores. Son ecosistemas de alta productividad, razón por la cual son sometidos a fuertes alteraciones humanas. Por ello, la existencia de auténticos bosques ribereños es cada vez menos frecuente en nuestra geografía. Dentro de su reconocido valor ambiental y para la conservación de la biodiversidad podemos destacar los siguientes aspectos (Prieto *et al.*, 2008):

- Conectividad. La vegetación de ribera puede actuar como un verdadero corredor ecológico, tanto longitudinal como transversal. Debido a su permeabilidad permite la conexión entre el medio terrestre y el cauce y el tránsito y dispersión de las especies. Para mantener estas funciones ecológicas se debe asegurar la continuidad espacial a lo largo de todo el cauce y la máxima anchura posible de la banda de vegetación.
- Fragilidad. Por el pequeño espacio que ocupan en el territorio y por su reducida anchura y su gran longitud de borde las formaciones vegetales de ribera presentan un alto grado de fragilidad ante actuaciones humanas.
- Heterogeneidad. La variabilidad natural de especies vegetales y animales, diversidad climática, orográfica y topográfica y de ecosistemas a lo largo del curso del río, debido a los distintos procesos físicos, químicos o biológicos que se producen en los distintos tipos de formaciones vegetales existentes en las riberas, proporciona una gran diversidad de hábitats que favorecen la biodiversidad.
- Rareza. Por sus especiales condiciones edáficas y microclimáticas, las riberas de los ríos presentan un gran número de endemismos de flora y fauna en los territorios que atraviesan.
- Representatividad. La vegetación de ribera permite la penetración de vegetación típicamente eurosiberiana dentro de la región mediterránea, lo que favorece la presencia y representatividad de estos ecosistemas y especies escasos en Castilla-La Mancha.
- Paisaje. Los bosques de ribera manifiestan un paisaje propio asociado al cauce y a la topografía y orografía de la zona. Estos paisajes son funcionales en el sentido productivo, social y medioambiental y por ello tienen un alto valor que se debe preservar mediante su protección y gestión sostenible.

Además, en los ríos desprovistos de vegetación de ribera, las aguas alcanzan unas temperaturas máximas más altas y tienen oscilaciones térmicas diarias más amplias. Estas alteraciones del régimen térmico afectan considerablemente a los organismos acuáticos que en ellos habitan, cuyos ciclos biológicos están controlados por la temperatura, y pueden ocasionar la desaparición de especies por exclusión competitiva o por sobrepasar los umbrales de tolerancia de algunas de ellas. Este calentamiento de las aguas tiene especial relevancia cuando el oxígeno disuelto se encuentra en niveles críticos para los organismos acuáticos. El aumento de temperatura disminuye el nivel de saturación de oxígeno, y puede llegar a imposibilitar la respiración de algunas de las especies más exigentes (salmónidos entre los peces; tricópteros, plecópteros y efemerópteros entre los insectos). Los bosques de ribera mantienen también la fauna autóctona del suelo, lo que favorece la edafogénesis y la existencia de los nichos ecológicos de determinados predadores que regulan la población de especies dañinas que podrían llegar a constituir plagas. Finalmente, la vegetación ripícola propia de las orillas del río desempeña un importante papel en el aumento de las poblaciones piscícolas. Provee de refugio y alimento de origen

terrestre a los peces, estabiliza los taludes de orilla, mantiene las aguas a temperaturas frescas en verano, y protege de las heladas invernales. Al controlar la forma de la sección transversal del cauce, favorece formas más profundas que tienen una mayor capacidad de refugio.

En resumen, los bosques de ribera permiten el mantenimiento de la biodiversidad, tanto para la vegetación como para la fauna silvestre acuícola y terrestre, al constituir hábitats exclusivos de numerosas especies, muchas de ellas raras o amenazadas de extinción, como es el caso de la cigüeña negra en Castilla-La Mancha. Por tanto la conservación y la restauración de la biodiversidad existente en los bosques de ribera debe ser un objetivo fundamental en la gestión, lo cual debe girar en torno a los cuatro grandes principios siguientes:

- Mantener o favorecer la diversidad de las especies vegetales y animales autóctonas típicas de las zonas aluviales, en función de las condiciones estacionales, abarcando todos los estratos (herbáceo, matorral, arbustivo, arbóreo y lianoide) e incluyendo los árboles muertos que con sus huecos y cavidades son abrigos privilegiados para la fauna cavernícola.
- Conservar amplias zonas forestales intactas o poco alteradas por actividades humanas y la fragmentación derivada de las mismas. En efecto, por su tamaño, los grandes bosques aluviales son los más aptos para asegurar la conservación de algunas especies exigentes y resistir las perturbaciones naturales o antrópicas. Su papel en la preservación de la calidad del agua es fundamental, garantizando una fauna y una flora diversificada.
- Conservar, reforzar o restablecer la conectividad longitudinal (agua, sustancias nutritivas, organismos) entre las zonas aluviales, y con los biotopos no aluviales del entorno (setos, bosquetes) para asegurar una continuidad biológica.
- Favorecer la regeneración natural frente a las plantaciones. Si fuera imprescindible esta segunda alternativa, se debe tener un especial cuidado con la procedencia de las plantas, con el fin de que las variedades seleccionadas sean las mismas que las de la vegetación natural de la zona.

## **10.2. Índices de calidad ambiental y estado de conservación de las riberas arboladas**

Existe una variedad de índices disponibles para valorar la calidad ambiental y el estado de conservación de las riberas arboladas (Prieto *et al.*, 2008). En general, los más recomendables para valorar el estado de la vegetación de ribera son, aparte del índice Biofor descrito en el apartado anterior, otros específicos como el índice QBR (Índice de Calidad del Bosque de Ribera), o en su defecto el índice RQI (Riparian Quality Index). Complementariamente, el índice IHF (Índice del Hábitat Fluvial) puede ser valioso para estimar de manera sencilla la calidad del hábitat acuático. A continuación se describen brevemente estos tres índices, pudiéndose encontrar más detalles sobre los mismos en las publicaciones específicas señaladas en los siguientes apartados.

Fuera del objeto de este capítulo quedan otros índices específica y estrictamente relacionados con la calidad de las aguas, basados fundamentalmente en parámetros físico-químicos o en la presencia de determinadas familias de invertebrados, que se revisan en Prieto *et al.* (2008).

### **10.2.1. Índice RQI**

El índice RQI (Riparian Quality Index) se utiliza para valorar la estructura y dinámica de las riberas fluviales con base hidrológica y geomorfológica (González del Tánago *et al.*, 2006). En relación con la estructura se consideran siete atributos de fácil reconocimiento visual: la continuidad longitudinal de la vegetación leñosa; las dimensiones en anchura del espacio ripario ocupado por la vegetación asociada al río; la composición y estructura de la vegetación riparia; la regeneración natural de las principales especies leñosas; la condición de las orillas; la conectividad transversal del cauce con sus riberas y llanura de inundación; y la conectividad vertical a través de la permeabilidad y el grado de alteración de los materiales y relieve de los suelos riparios. La valoración de cada atributo se lleva a cabo atendiendo a las condiciones de referencia de cada tramo fluvial según su tipología, relativa al régimen hidrológico, características geomorfológicas del valle y cauce y región biogeográfica en que se ubica.

El índice propuesto constituye una herramienta muy útil en el contexto de la Directiva Marco del Agua, no sólo para la valoración del estado ecológico de las riberas sino también para identificar los problemas existentes, formular estrategias de gestión para su recuperación y restauración ecológica y valorar con criterios cuantitativos las actuaciones realizadas.

### **10.2.2. Índice QBR**

En España, el índice más conocido y utilizado para cuantificar la calidad de la vegetación de ribera es el denominado Índice de Calidad del Bosque de Ribera (QBR) (Munné *et al.*, 1998a, 1998b, 2003). Su objetivo es determinar el estado de conservación de la vegetación de ribera mediante la comparación de su situación real con la potencial solamente afectada por alteraciones naturales.

La evaluación debe realizarse en toda la zona de ribera de los ríos (orilla y ribera propiamente dicha), incluyendo las zonas inundadas periódicamente por las avenidas ordinarias y las máximas que potencialmente sean capaces de soportar formaciones vegetales (se excluyen las zonas incapaces de ser colonizadas de forma permanente por la vegetación).

El índice no es aplicable en las zonas más altas de las cuencas en las que no existe de forma natural vegetación arbórea. En las zonas áridas y semiáridas y en las ramblas, los arbustos con porte arbóreo se consideran como si fueran árboles (Suárez *et al.*, 2002). El índice QBR considera cuatro tipos de atributos cualitativos independientes:

- *Grado de cubierta de la zona de ribera.* En este atributo se considera que en su estado natural, la zona de ribera tiende a estar cubierta por vegetación, siempre que el sustrato, la recurrencia de las grandes avenidas y la geomorfología lo permitan. La calidad de la zona de ribera, por tanto, disminuye a medida que lo hace la cubierta vegetal, cuantificada como la fracción de cabida cubierta (porcentaje de suelo cubierto por la proyección de las copas o partes aéreas de los vegetales) de la vegetación arbórea, arbustiva y de matorral (las plantas anuales no se consideran), sin tener en cuenta su estructura vertical. En este atributo se considera también, como un factor de corrección complementario al anterior, el grado de conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente.
- *Estructura de la cubierta.* Este atributo trata de determinar el grado de complejidad estructural vertical de la cubierta vegetal, considerando para ello los estratos de vegetación arbórea y arbustiva (esta segunda en ausencia de árboles), pero no la herbácea. La presencia de regularidad en la distancia entre árboles (plantaciones) o la distribución no continua de las cubiertas disminuye la puntuación, mientras que la presencia de helófitos en la orilla la aumenta.
- *Calidad de la cubierta.* Este atributo es un indicador de la complejidad del tipo de la formación de la cubierta y depende del tipo geomorfológico de la zona de ribera. Se considera el desnivel y forma de los dos márgenes del río, así como la presencia de islas en el río, de suelo rocoso con baja potencialidad para enraizar una buena vegetación de ribera, y del número de especies nativas (arbóreas y arbustivas) existentes. Las especies alóctonas, construcciones y vertidos disminuyen la puntuación correspondiente a este atributo.
- *Grado de naturalidad del canal fluvial.* Este atributo trata de determinar la importancia y naturaleza de las modificaciones antrópicas existentes y la influencia que pueden tener sobre la vegetación de ribera. La modificación de las terrazas adyacentes al río (por actividades agrarias o extractivas) supone la reducción del cauce, el aumento de la pendiente de los márgenes y la pérdida de sinuosidad en el río. La existencia de estructuras sólidas (presas, azudes, muros, pequeñas presas, vados de cemento, etc.) dentro del río disminuyen la puntuación (no se consideran los puentes ni los pasos sin cimentar para cruzar el río).

La puntuación final del índice QBR se obtiene como suma de las puntuaciones parciales obtenidas en cada uno de los cuatro atributos anteriores, y permite determinar el grado de calidad del sistema de ribera en función de unos niveles de calidad preestablecidos en función de intervalos de valores del índice.

El índice de calidad del bosque de ribera (QBR) se ha utilizado para la caracterización de las riberas, aplicándole ligeras modificaciones, en los sistemas fluviales inscritos en un ámbito territorial definido como zona árida. Estas modificaciones pretenden compensar el menor grado de cobertura que alcanza la comunidad vegetal, la falta de especies arbóreas y la existencia de especies no freatófilas de los cauces esporádicos. Mencionar también que el QBR se usa de manera combinada con un índice de calidad de aguas para obtener el índice ECOSTRIMED

(ECOLOGICAL STATUS RIVER MEDITERRANEAN), como se describe por ejemplo en Prieto *et al.* (2008).

### 10.2.3. Índice IHF

El Índice del Hábitat Fluvial (IHF) pretende valorar la capacidad del hábitat físico para albergar una diversidad biológica determinada. A una mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas del hábitat le corresponde una mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo ocupan (Pardo *et al.*, 2002). Está basado inicialmente en las características evaluadas en el RHS (River Habitat Survey) y en el protocolo de muestreo de hábitats fluviales desarrollado en el Reino Unido.

El IHF valora aspectos físicos del cauce relacionados con la heterogeneidad de hábitats y que dependen en gran medida de la hidrología y del sustrato existente, como son la frecuencia de rápidos, la existencia de distintos regímenes de velocidad y profundidad, el grado de inclusión del sustrato y sedimentación en pozas, y la diversidad y representación de sustratos.

También se evalúa la presencia y dominancia de distintos elementos de heterogeneidad, que contribuyen a incrementar la diversidad del hábitat físico y de las fuentes alimenticias, entre ellos materiales de origen alóctono (hojas, madera) y de origen autóctono, como la presencia de diversos grupos morfológicos de productores primarios. Se confirma la dependencia de la calidad biológica (índices biológicos y número de familias) de la calidad del hábitat, incluso después de sustraer el efecto de las otras covariables relacionadas con los patrones generales de distribución de invertebrados en los ríos mediterráneos (conductividad eléctrica, caudal y contaminación).

El índice presenta un alto potencial para valorar el grado de alteración del hábitat de los ríos mediterráneos, mediante comparación con valores del IHF existentes en localidades de referencia con muy buen estado ecológico.



Nacimiento del Río Cuervo en la Serranía de Cuenca (Cuenca)