Guía de **recomendaciones** y medidas técnicas para la mejora de la biodiversidad de los bosques mediterráneos

INTEGRACIÓN EN LA PLANIFICACIÓN Y LA GESTIÓN FORESTAL

- Lecciones aprendidas -

Guía de **recomendaciones** y medidas técnicas para la mejora de la biodiversidad de los bosques mediterráneos

INTEGRACIÓN EN LA PLANIFICACIÓN Y LA GESTIÓN FORESTAL

Guía de recomendaciones y medidas técnicas para la mejora de la biodiversidad de los bosques mediterráneos. Integración en la planificación y la gestión forestal

Autoría (por orden alfabético):
Teresa Baiges[1], Mario Beltrán[2], Jordi Camprodon[2], Teresa Cervera[3], Lluís Comas[3], Pierre Gonin[5], Bruno Mariton[5] Roser Mundet[4], Noemí Palero[1], Mar Pallarés[2], Míriam Piqué[2], Joan Rovira[4], Josep Maria Tusell[4], Jordi Vayreda[3].

[1] Centre de la Propietat Forestal (CPF), Generalitat de Catalunya
[2] Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya (CTFC)
[3] Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals (CREAF)
[4] Consorci Forestal de Catalunya (CFC)
[5] Centre National de la Propriété Forestière (CNFP)

Participación técnica:
Eduard Busquets (CTFC), Jaime Coello (CTFC), Ricard Farriol (CPF),
Marc Garfella (Pro Silva España), Jesús Garitacelaya (Pro Silva España), Pol Guardis (CTFC)
Lídia Guitart (APFMC), David Guixé (CTFC), Guillem Llena (CTFC),
Juan Martínez de Aragón (CTFC), Sònia Navarro (CTFC), Víctor Sazatornil (CTFC).

Agradecimientos:
Un reconocimiento muy especial al comité asesor externo del proyecto y a las personas propietarias de los rodales demostrativos por su participación e interés en la gestión forestal sostenible y en la conservación de la biodiversidad. Igualmente, agradecemos la participación de todas las personas y entidades implicadas de un modo u otro en las diferentes acciones del proyecto y en la elaboración de este manual: personal técnico de los socios, otras entidades colaboradoras y empresas de trabajos forestales.

Editan:
Centre de la Propietat Forestal - Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya

Diseño y maquetación: Elizabeth Fernández (CPF)

Corrección y asesoramiento lingüístico:
Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural

Tiraje: 200 ejemplares

Depósito legal: ?????

Cita recomendada
Baiges, T., Beltrán, M., Camprodon, J., Cervera, T., Comas, L., Mundet, R., Pallarés, M., Piqué, M., Rovira, J., Tusell, JM., Vayreda, J. 2023. Guía de recomendaciones y medidas técnicas para la mejora de la biodiversidad de los bosques mediterráneos. Integración en la planificación y la gestión forestal. Life BIORGEST. 88 p.

El proyecto BIORGEST (LIFE17NAT/ES/000568) está financiado por el programa LIFE de la Unión Europea.

Esta publicación refleja únicamente el punto de vista de los autores. La Comisión Europea/CINEA, no es responsable del uso que puede hacerse de la información que contiene.

Entidades socias:

Entidades cofinanciadoras:

Índice

1. Introducción, ámbito y objetivos....1

1.1. Conservación de la biodiversidad en la planificación y la gestión forestal....2
1.2. Formaciones forestales consideradas en el Life BIORGEST....5

2. Biodiversidad forestal y estado de conservación de los bosques mediterráneos....7

2.1. ¿Por qué es importante la biodiversidad?....10
2.1.1. La biodiversidad forestal varía a lo largo de la vida del bosque....11
2.1.2. La importancia de la fase de madurez en la biodiversidad forestal....13
2.2. Estado de biodiversidad forestal en los bosques mediterráneos....16
2.2.1. *Hábitats:* Estado de conservación de los hábitats de interés comunitario....16
2.2.2. Especies: Tendencias poblacionales de las especies forestales....20
2.3. Biodiversidad y gestión forestal en los bosques mediterráneos....25

3. Elementos clave en la biodiversidad forestal....29

3.1. Factores que requieren un análisis a escala de paisaje....30
3.1.1. Especies que viven en grandes territorios y endemismos....30
3.1.2. Capacidad de interacción entre poblaciones de la misma especie o especies distintas....31
3.1.3. Heterogeneidad del paisaje versus fragmentación....32
3.1.4. Áreas críticas para especies de flora y fauna....34
3.2. Factores clave a escala de rodal....36
3.2.1. Especies arbóreas acompañantes....36
3.2.2. Biomasa viva: Área basimétrica y densidad de arbolado....37
3.2.3. Estratos verticales de vegetación....39
3.2.4. Número de clases diamétricas y árboles grandes....42
3.2.5. Madera muerta....45
3.2.6. Dendromicrohábitats....48
3.2.7. Espacios abiertos con especies florícolas....51
3.3. El factor temporal: épocas críticas para la fauna....52

4. Integración de criterios de conservación y restauración de la biodiversidad en la ordenación forestal....53

4.1. Dos estrategias combinadas para la conservación y mejora de la biodiversidad global....55
4.2. Adaptación a la situación de los bosques mediterráneos....58

4.2.1. Recomendaciones cuando la matriz forestal no está gestionada 59
4.2.2. Recomendaciones cuando la matriz forestal es gestionada 60

4.3. Inclusión operativa de la biodiversidad en la fase de planificación 62
4.3.1. Asignación de objetivos de gestión en relación con la biodiversidad 62
4.3.2. Incorporar la información y planificación existente a escalas superiores ... 64

4.4. Herramientas de apoyo a la toma de decisiones sobre biodiversidad en planificación forestal 66

5. Gestión integrativa en rodales con objetivo combinado 69

5.1. Elección del modelo de gestión silvícola 72
5.1.1. ¿Hay un modelo silvícola mejor que otro para la biodiversidad? 72
5.1.2. Estructuras objetivo y modelos de gestión para las principales formaciones mediterráneas estudiadas 79

5.2. Introducción de medidas de conservación y restauración de la biodiversidad en los itinerarios de gestión: la silvicultura integrativa.....81
5.2.1. Medidas encaminadas a retener los elementos clave para la biodiversidad, en la ejecución de cortas y desbroces 83
5.2.2. Medidas que restauran activamente los elementos clave y favorecen la diversificación estructural 86
5.2.3. Generación de madera muerta de grandes dimensiones en las cortas 89

5.3. Adecuación de las medidas propuestas al contexto de cada rodal. ¿Qué, dónde y cuánto?..... 95
5.3.1. El Índice de Biodiversidad Potencial (IBP): Diagnóstico inicial y umbrales . 95
5.3.2. Fase de desarrollo en la que se encuentre el bosque..... 99
5.3.3. Patrón de perturbaciones 100
5.3.4. La Tipología Forestal Arbolada..... 100

5.4. El señalamiento en las cortas.....103

6. Gestión de rodales maduros o próximos a la madurez.....107

7. Lecciones aprendidas con ejemplos prácticos.....113

7.1. Gestión naturalística en un encinar mixto (GpNQim).....116
7.2. Gestión siguiendo modelos de referencia en un pinar mixto (GOPhm) 123
7.3. Gestión siguiendo modelos de refenrecia en un robledal puro (GOQhp) 130
7.4. Gestión de preparación a dinámica natural en un robledal mixto (GNQhm).....137

Referencias bibliográficas.....145

Capítulo 1

INTRODUCCIÓN, ÁMBITO Y OBJETIVOS

1. INTRODUCCIÓN, ÁMBITO Y OBJETIVOS

1.1 Conservación de la biodiversidad en la planificación y la gestión forestal

Esta guía se concibe como una herramienta para facilitar la integración de la conservación y la mejora de la biodiversidad en la planificación y la gestión forestal , con información relevante tanto para profesionales forestales y el personal técnico gestor de montes públicos y privados, como para las personas, las entidades y las administraciones propietarias. Condensa el resultado del trabajo desarrollado entre 2018 y 2023 en el proyecto *Life BIORGEST: Innovación en medidas y orientaciones de gestión forestal para la mejora de la biodiversidad en los bosques mediterráneos. Incentivos y herramientas de gestión*, junto con los diferentes productos elaborados y los diversos rodales demostrativos implementados en Cataluña y en Occitania.

Esta guía pretende mejorar la contribución de la planificación y la gestión forestal a la conservación de la biodiversidad de los bosques mediterráneos dando, así, cumplimiento a los objetivos de la Estrategia de Biodiversidad y Patrimonio Natural y de la Red Natura 2000 y la Estrategia forestal europea.

La conservación de la biodiversidad forestal es fundamental, ya que los bosques son ecosistemas altamente complejos que albergan una gran cantidad de especies de plantas, hongos, animales y microorganismos, siendo esta diversidad no solo un valor natural que se debe conservar y recuperar de acuerdo con el marco legal y los convenios internacionales, sino también imprescindible para el buen funcionamiento del sistema y para asegurar la provisión de productos y servicios.

El manejo humano del paisaje se desarrolló con el establecimiento mismo de las primeras sociedades. No obstante, los cambios socioeconómicos de los siglos XIX y XX son los más determinantes para entender el estado actual del monte mediterráneo, especialmente con el abandono de los usos tradicionales del medio rural, que llegaron a ser muy intensos antaño, y la industrialización y la terciarización de la economía. Como consecuencia, los antiguos terrenos agrícolas y pastos se fueron forestando de manera natural, lo que provoca

que, actualmente, una buena parte de los bosques catalanes sean jóvenes y presenten una estructura muy simplificada y homogénea, que conlleva una vulnerabilidad mayor a las perturbaciones y a los efectos del cambio climático y compromete la capacidad para acoger biodiversidad, entre otros factores negativos respecto a los servicios ecosistémicos.

En las últimas décadas, en Europa, se ha desarrollado amplia legislación y reglamentación tanto sobre la conservación de la biodiversidad, especialmente en cuanto a la zonificación de áreas prioritarias donde minimizar los impactos negativos, como sobre los criterios que definen la gestión forestal en cuanto a la provisión de bienes de mercado con criterios de sostenibilidad. Las figuras territoriales de protección ambiental (como la Red Natura2000) y sus medidas de gestión –también para la fauna y para la flora amenazada–, así como los instrumentos de ordenación forestal y las diferentes herramientas de apoyo a la planificación forestal, como son las Orientaciones de Gestión Forestal Sostenible de Cataluña (ORGEST), son ejemplo de ello. Debido al contexto de los bosques en Cataluña, la prevención de incendios forestales también ha tenido una importancia de primer nivel en este desarrollo técnico y normativo.

Con todo, en la mayoría de los bosques, es posible compatibilizar el uso de los bienes y los servicios con la conservación y la mejora de la biodiversidad, por lo que, en el contexto actual de cambio climático y global, una buena gestión forestal debe contar con una integración efectiva de las diferentes funciones, siempre en consonancia con los objetivos establecidos en la planificación.

Para ello, en el proceso de planificación y gestión forestales se involucran diferentes niveles de toma de decisiones que varían según su alcance y la escala en la que se toman: nacional o regional (estratégica), paisaje o macizo (estratégica-táctica), monte o finca (táctica-operativa) y rodal o unidad de actuación (operativa). El proyecto Life BIORGEST se ha centrado, principalmente, en la integración de medidas de conservación a escala de rodal. Sin embargo, es importante destacar que estos niveles de toma de decisiones están interconectados y deben coordinarse conjuntamente para garantizar una gestión forestal y una conservación de la biodiversidad a escala poblacional efectivas en todos los niveles. Esta coordinación debe basarse en la jerarquización de la planificación, de más general a más concreta respecto a la zonificación, la priorización y el desarrollo normativo, y en el mayor nivel de concreción de la planificación a medida que se baja de escala.

Hay que señalar que, aunque esta guía se centra en la gestión y la integración de medidas de conservación a escala de rodal, el proyecto ha abordado, también, cuestiones esenciales para la biodiversidad a escalas de paisaje y de finca, como la inclusión de los objetivos y las directrices derivadas de la normativa de espacios naturales protegidos (escala de paisaje) en la definición de objetivos operativos, la planificación de actuaciones y la concreción de itinerarios y buenas prácticas de gestión forestal a escala de finca. La gestión forestal a escala de

rodal permite adaptar las medidas de conservación al estado en el que se encuentran los elementos relevantes para la biodiversidad, en función de la tipología y la estructura del bosque en cada zona.

En el proyecto Life BIORGEST, y, especialmente, con la implementación de las diferentes acciones de conservación en rodales demostrativos, se ha desarrollado y practicado el proceso de toma de decisiones en la planificación y el diseño de actuaciones selvícolas integrando en ellas la conservación de la biodiversidad de manera explícita y efectiva. Además, se ha utilizado un enfoque multifuncional propio del bosque mediterráneo, con relevancia de la prevención de incendios forestales a través de la vulnerabilidad de las estructuras a los fuegos de intensidad alta. Por ello, en las actuaciones planteadas, se han considerado diferentes grados de priorización del trinomio de objetivos producción-prevención-conservación.

En todo este proceso, se han debatido, testado y mejorado metodologías de diagnosis y de planificación, cuyos resultados se sintetizan en esta publicación, para apoyar al personal gestor y a la propiedad forestal en la toma de decisiones operativas de gestión forestal sostenible y multifuncional en montes mediterráneos.

En el proyecto Life BIORGEST, se ha desarrollado y practicado el proceso de toma de decisiones en la planificación y el diseño de actuaciones selvícolas integrando en ellas la conservación de la biodiversidad de manera explícia y efectiva.

Esta guía también presenta una descripción de los elementos clave de la biodiversidad forestal, que es una información esencial para una integración mejor y más consciente de la conservación de la biodiversidad en la planificación de actuaciones selvícolas. Dado que este proceso requiere de un diagnóstico que permita identificar y analizar estos elementos, en el proyecto Life BIORGEST se ha desarrollado una nueva versión del Índice de Biodiversidad Potencial (IBP), adaptada al contexto mediterráneo. La aplicación de este índice a escala de rodal permite diseñar actuaciones específicas para el mantenimiento y el incremento de la capacidad de acogida de biodiversidad del bosque a gestionar, lo que facilita su integración en la gestión forestal y contribuye a la mejora de la biodiversidad a escala de finca y de paisaje.

1.2 Formaciones forestales consideradas en el Life BIORGEST

El trabajo realizado en el proyecto Life BIORGEST se ha centrado en tres formaciones forestales ampliamente representadas en la zona biogeográfica donde cohabitan —el noreste de Cataluña y la franja litoral y prelitoral de Occitania (figura 1)—.

- **Los encinares** (*Quercus ilex* L.),
- **Los pinares de pino carrasco** *(Pinus halepensis* Mill.),
- **Los robledales secos** (*Quercus pubescens* Wild., *Q. canariensis* Wild., *Q. petraea* (Matt.) Liebl. y *Q. faginea* Lam.).

No obstante, los criterios y las herramientas desarrolladas e implementadas durante el proyecto Life BIORGEST pueden aplicarse en la práctica totalidad de los bosques mediterráneos, siempre atendiendo a las características ecológicas y socioeconómicas del contexto local.

Las formaciones consideradas suponen casi un 55% de todos los bosques de Cataluña según el Mapa forestal de España (Dirección General del Desarrollo Rural y Política Forestal o DGDRPF, 2016), y cerca del 40% de los bosques del departamento de Pyrénées-Orientales, en Occitania, según la *Carte Forestière v2 (Institut Géographique National* o IGN, 2018). En total, los encinares ocupan unas 327.000 ha, los pinares de pino carrasco unas 411.000 ha y los robledales, unas 146.000 ha.

Actualmente, se estima que un 39% de los bosques catalanes y un 59% de los bosques en *Pyrénées-Orientales* están incluidos en algún espacio de la red Natura 2000. Este hecho, aparte de destacar la importancia de los bosques para la conservación de la biodiversidad, implica el compromiso de mantener estos hábitats en un estado de conservación favorable. Las últimas evaluaciones publicadas en Cataluña indican que, a pesar de ser bosques jóvenes, la tendencia es positiva (véase el apartado 2.3), aunque aún alejada del objetivo de "estado de conservación favorable" definido para los hábitats de interés comunitario europeo (Brotons *et al.,* 2020). Para con-

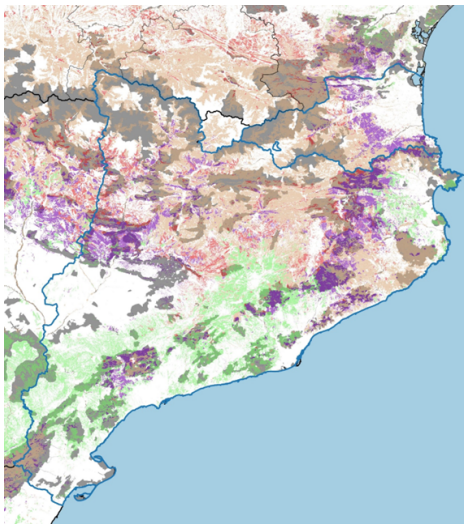


Figura 1. Bosques de Catalunya y Pyrenées-Orientales y espacios de la Red Natura 2000 (gris). Se destacan las formaciones de encinares (lila), pinares de pino carrasco (verde) y robledales marcescentes (rojo), junto con el resto de formaciones arboladas (marrón claro). Elaborado a partir de los datos del Mapa Forestal de España, de la Carte forestière de Francia y del Mapa de hábitats de Andorra.

seguir este “estado de conservación favorable”, es imprescindible que, para cada hábitat forestal, una parte de su superficie esté en las fases más avanzadas del ciclo silvogenético y que, en general, todas las fases del ciclo estén representadas, desde las primeras fases de desarrollo: regeneración, ocupación y exclusión, hasta las fases más maduras.

Los criterios y las herramientas desarrolladas e implementadas durante el proyecto Life BIORGEST pueden aplicarse en la práctica totalidad de los bosques mediterráneos, siempre atendiendo a las características ecológicas y socioeconómicas del contexto local.

En las últimas décadas, tanto en Cataluña como en Occitania, la superficie forestal arbolada ha mantenido una tendencia al aumento en detrimento de la superficie de matorrales y pastos. En Cataluña, se considera que la deforestación máxima se da entre los años 30 y 40 del siglo XX en un proceso agudo iniciado a finales del siglo XIX (Cervera et al., 2015 y 2019). Los cambios socioeconómicos de la segunda mitad del siglo XX llevaron a la recuperación, a final de siglo, de la superficie ocupada por bosques hasta niveles preindustriales (Terradas et al., 2004). En las primeras décadas del siglo XXI, la expansión y la densificación continúa, dando, como resultado, por ejemplo, un aumento del carbono almacenado en los bosques de casi el 75% entre los datos del IFN2 (1990) y el IFN4 (2016) aun considerando la extracción de biomasa por actuaciones selvícolas y la mortalidad natural.

Por todo ello, se hace necesario disponer de herramientas de análisis, de planificación y de gestión que aborden específicamente la relevancia de los elementos clave en la biodiversidad forestal para avanzar en la conservación, recuperación y mejora de los valores naturales en un contexto de multifuncionalidad, priorizando y compatibilizando los diferentes servicios ecosistémicos según el contexto de cada rodal dentro de un sistema coordinado a escalas superiores.

Capítulo 2

DIVERSIDAD FORESTAL Y ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES MEDITERRÁNEOS

2. BIODIVERSIDAD FORESTAL Y ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LOS BOSQUES MEDITERRÁNEOS

Los bosques son uno de los ecosistemas terrestres más complejos. Como tales, se calcula que concentran alrededor del 70% de la biodiversidad terrestre del planeta (WCFSD, 1999). En la Unión Europea, los bosques constituyen un hábitat con un valor muy elevado por su extensión –176 millones de hectáreas (42% del territorio)–, por su diversidad –se reconocen hasta 79 tipos de hábitats forestales diferentes–, por su importancia económica, social y cultural, y por la gama amplia de servicios ecosistémicos que proporcionan (Comisión Europea, 2015; EUROPARC-España 2020), desde productos como la madera y la leña, hasta la regulación del agua y del clima, el control de la erosión, y los servicios culturales y de ocio.

Catalunya, por su posición biogeográfica, su geomorfología y los acontecimientos paleoclimáticos ocurridos desde el Pleistoceno es, a escala europea, una de las regiones con mayor diversidad de hábitats forestales, ya que pertenece a dos regiones biogeográficas contrastadas: la mediterránea y la eurosiberiana, en las que debe incluirse la boreoalpina como relicto de climas pasados (García Antón *et al.,* 2002). De hecho, en Cataluña, se encuentran representados 27 de los 79 hábitats forestales de interés comunitario que la UE reconoce; el 34%, en un territorio que representa menos del 1% de la superficie total.

Los bosques actuales se formaron en el último período interglaciar y fueron modificados por el clima más cálido del Holoceno, hace 11.700 años. Los bosques son hábitat, también, para la especie humana, la cual interactúa, desde hace milenios, con el resto de las especies forestales. En Cataluña, hay rastros de un uso antrópico de la vegetación, asimilable a los aprovechamientos forestales, datados en unos 7.200 años de antigüedad (López-Bultó *et al.,* 2023). Incluso en épocas anteriores, ya se asumen efectos de la actividad humana en el paisaje como el derivado de un uso más o menos oportunista de los fuegos naturales (Naveh, 1975). No obstante, se considera que es en los últimos 2.000 años, cuando la acción humana ha tenido más influencia en la modificación del paisaje forestal. Cabe incluir en estas alteraciones la sustitución, por ganado doméstico, de los grandes herbívoros y de sus depredadores que durante los períodos interglaciares formaban parte del paisaje europeo y que condicionaron la dinámica forestal y el paisaje. El cambio climático actual –de origen

antrópico fundamentalmente– añade un último grado indirecto de alteración humana generalizada, con efectos tan diversos como cambios en el régimen de incendios producidos por rayos, por el aumento de la energía potencial de convección disponible en la atmósfera (Romps *et al.,* 2014).

Por tanto, se puede afirmar que, prácticamente, no hay bosques "naturales" en el sentido de libres de intervención humana en Europa, y todavía menos en la cuenca mediterránea (Sabatini *et al.,* 2018). La consecuencia del uso extensivo e intensivo del territorio durante tantos siglos, junto con el actual abandono rural y la consiguiente colonización forestal de antiguas tierras agrícolas y pastos, es la presencia de grandes superficies ocupadas por masas forestales jóvenes y densas o con escasez de elementos propios de bosques maduros y de procesos ecológicos característicos de los bosques maduros. Esta situación conlleva que la biodiversidad actual de estos ecosistemas esté lejos de la potencialmente alcanzable, lo que supone una vulnerabilidad mayor a las pertur-

Cataluña, por su posición biogeográfica, su geomorfología y los acontecimientos paleoclimáticos ocurridos desde el Pleistoceno, es, a escala europea, una de las regiones biogeográficas contrastadas: la mediterránea y la eurosiberiana.

Figura 1. Pinar mediterráneo joven.

baciones y una capacidad de recuperación menor a corto y, sobre todo, a largo plazo.

En este capítulo se abunda en la importancia de restaurar esa biodiversidad ligada a procesos más complejos, y se analiza el estado actual de la biodiversidad en los bosques mediterráneos, con la intención de apuntar algunas líneas potenciales de acción.

2.1 ¿ Porqué es importante la biodiversidad ?

La diversidad biológica o biodiversidad es un término global que se usa para sustituir otros términos establecidos desde hace mucho tiempo como, por ejemplo, la diversidad ecológica de especies o la riqueza de especies. Según Walker (1992), en biología, la biodiversidad es la integración de la variabilidad biológica a todas las escalas, desde la variabilidad genética, pasando por especies y ecosistemas, hasta la escala de paisaje.

Una ventaja de esta definición es que presenta una visión unificada de todos los tipos de diversidad biológica definidos e identificados previamente, como son:

- La diversidad taxonómica, medida, normalmente, según la variedad o la riqueza de especies.

- La diversidad ecológica, vista, a menudo, desde la perspectiva de la diversidad de hábitats en el ecosistema.

- La diversidad morfológica, que se deriva de la diversidad genética y la diversidad molecular.

- La diversidad funcional, que es una medida del número de especies funcionalmente distintas (rasgos funcionales o gremios ecológicos distintos) en una comunidad o en un ecosistema (por ejemplo, en especies arbóreas: tolerancia a la sombra diferente, concentración de nitrógeno en las hojas diferente, resistencia al embolismo, etc.).

También se reconocen tres atributos primarios de la biodiversidad: la composición, la estructura y la función (Franklin *et al.,* 1981; Noss, 1990). La composición tiene que ver con la identidad y la variedad de elementos e incluye listas de especies y medidas de diversidad de especies y diversidad genética. La estructura es la organización física o el patrón de un sistema, desde la complejidad del hábitat medida dentro de las comunidades hasta el patrón espacial y su distribución a escala de paisaje. La función implica procesos ecológicos y evolutivos, incluyendo el flujo de genes, las perturbaciones y el ciclo de nutrientes.

La biodiversidad es la base para el mantenimiento de la vitalidad y el funcionamiento de los ecosistemas, con una atención especial en los tipos funcionales de biodiversidad (Loreau, 2001; Hooper *et al.,* 2005; Tilman, 2014), entre los que destaca la biodiversidad del suelo (Basdge *et al.,* 2011), olvidada muy a menudo.

La biodiversidad es la base para el mantenimiento de la vitalidad y el funcionamiento de los ecosistemas.

La mejor forma de minimizar la pérdida de especies es mantener la integridad funcional y los procesos ecológicos del ecosistema (Walker, 1992). No obstante, la preocupación creciente por la diversidad composicional no ha ido acompañada de una conciencia adecuada de la diversidad estructural y funcional (Noss, 1990), aunque hay que destacar que la Directiva hábitats (Directiva 92/43/CEE) incluye estos dos componentes para definir lo que considera el "estado de conservación favorable de los hábitats" y la Comisión Europea reclama indicadores en este sentido para garantizar el cumplimiento de la Directiva. Para la toma de decisiones de conservación de la biodiversidad, es necesario establecer la relación entre la redundancia de grupos funcionales existentes en la composición biológica del ecosistema y los procesos ecosistémicos en los que participan –p. ej., en la descomposición de la madera muerta, cuanto mayor sea la diversidad de especies que participan, mayor será su tasa de descomposición (Harmon *et al.,* 1986)–.

2.1.1 La biodiversidad forestal varía a lo largo de la vida del bosque

Un bosque, en ausencia de perturbaciones de gran intensidad, cambia sus propiedades estructurales, funcionales y de composición a lo largo del tiempo en un ciclo continuo que se reinicia constantemente (Franklin *et al.,* 2002), llamado **ciclo silvogenético**. En esta dinámica, se pueden diferenciar distintas fases o etapas (Holling, 1992), que corresponden a diferencias en los procesos ecológicos que tienen lugar y que, a su vez, dependen de los rasgos funcionales de las especies arbóreas presentes (Bauhaus *et al.,* 2009; EUROPARC-España, 2020):

- **Fase de claro.** El ciclo se inicia –o reinicia– cuando, después de una perturbación de intensidad baja, por la caída de uno o varios árboles viejos dominantes de grandes dimensiones, se abre un claro de cientos de metros cuadrados. Si la perturbación es mayor y genera aperturas de centenares de hectáreas o más, el ciclo del bosque se rompe y se transforma, aunque temporalmente, en otro tipo de hábitat.

- **Fase de regeneración o rejuvenecimiento.** La entrada de luz en el claro generado permitirá la entrada de una cohorte de árboles nueva. La intensidad de la perturbación, el legado biológico superviviente, las características propias del lugar (el tipo de suelo, la pendiente, etc.) y las condiciones del entorno condicionarán la regeneración resultante.

- **Fase de ocupación.** Se inicia una ocupación progresiva del espacio, cuya naturaleza dependerá de su densidad y de los rasgos funcionales de las especies instaladas. Los árboles van ganando altura hasta el cierre de copas, pero sin que se haya producido, todavía, mortalidad por competencia.

- **Fase de exclusión.** Una vez cerrado el dosel, la competencia por la luz se acentúa provocando la eliminación de las especies intolerantes a la sombra, que lleva a la mortalidad de los individuos que no han alcanzado el dosel superior. Empieza a aparecer madera muerta –aunque de tamaño pequeño– y, con ella, un incremento de la diversidad y la abundancia de organismos saproxílicos.

- **Fase de madurez.** A partir de ese momento y durante un período largo, se entra en una fase durante la que tiene lugar la diferenciación por tamaños de los árboles, que se traduce en diversificación horizontal y vertical de la estructura del rodal, y que da lugar a una diversificación notable de nichos ecológicos. En esta fase, los árboles del dosel superior alcanzan la altura y la anchura de copa máximas. La mortalidad de algunos de los pies y el desarrollo en altura de los supervivientes propician también las condiciones para la instalación de cohortes nuevas de especies con un grado diferente de tolerancia a la sombra. En esta fase, sobre todo como consecuencia del crecimiento de los árboles supervivientes más viejos y de gran tamaño, se acumula la mayor cantidad de biomasa. Por otra parte, la muerte de algunos de los árboles de la primera generación comporta la aparición de volúmenes significativos de madera muerta de dimensiones grandes, de pie y en el suelo, y la aparición de comunidades de saproxílicos propios de este tipo de madera.

- **Fase de senescencia.** Con el tamaño y la edad de los pies supervivientes, aumenta la probabilidad de que se produzcan daños no letales, que generan una gran diversidad de

Figura 2. Bosque maduro mixto.

microhábitats (roturas parciales de copa y ramas, huecos y heridas en tronco, grietas en la corteza, dendrotelmos), y copas más abiertas que permiten una entrada de luz mayor permitiendo una diversidad aún mayor en la estructura vertical. En ese momento, aparece la mayor diversidad de especies arbóreas propias de las etapas tardías de la sucesión, y árboles de dimensiones grandes, al límite de su longevidad natural y en fase senescente, lo que acelera la generación de madera muerta de dimensiones grandes. Estos árboles se mezclan con pies más jóvenes de todas las edades, cuyas copas ocupan todo el perfil vertical. La mortalidad de grupos pequeños de pies contiguos da lugar a un mosaico de claros de tamaños muy distintos que aumentan la diversidad horizontal, y la posibilidad del establecimiento de una cohorte de árboles nueva.

Cada fase tiene una duración diferente si consideramos el ciclo completo: las fases de regeneración y de ocupación representan un 10% de la duración total del ciclo, las de exclusión y maduración, un 35% respectivamente, y la fase de senescencia, un 20% (Bauhaus et al., 2009).

2.1.2 La importancia de la fase de madurez en la biodiversidad forestal

La diversidad biológica propia de los bosques resulta de procesos evolutivos de millones de años que, en sí mismos, los impulsan agentes intrínsecos –como la competencia por los recursos, el mutualismo, la relación depredador-presa, etc.– y agentes extrínsecos al sistema –perturbaciones como, por ejemplo, el fuego y el clima– que modulan las interacciones entre especies y su evolución y que causan una transformación importante en las características estructurales y funcionales del bosque (EUROPARC-España, 2020) impidiendo que se den determinados procesos ecológicos.

En un hábitat forestal concreto, el mantenimiento de los procesos ecológicos depende de la conservación de su biodiversidad biológica (FRA 2020). A su vez, la biodiversidad forestal depende de una serie de factores interconectados que influyen en la composición, la estructura y el funcionamiento del ecosistema forestal (Hunter, 1999). Algunos de los elementos clave que determinan la biodiversidad forestal son:

- **La heterogeneidad del hábitat.** La presencia de diferentes tipos de hábitats dentro del bosque, como zonas húmedas y secas, áreas de sombra y de sol, y variaciones en el suelo, la topografía y la altitud, proporciona nichos ecológicos para una variedad de especies amplia.

- **La diversidad ecológica de especies de plantas.** La riqueza y la abundancia en plantas vasculares de distintos tipos funcionales (árboles, arbustos, lianas y herbáceas) proporciona una gama de recursos amplia para los animales y para otros organismos del bosque. Una diversidad ecológica elevada indica una riqueza alta de especies en proporciones equilibradas.

- **La complejidad estructural del bosque.** La presencia de árboles

de diferentes tamaños y edades, así como de troncos caídos y de otros elementos estructurales, crea microhábitats y refugios para una variedad de especies.

- **La abundancia de madera muerta**, de cualquier tamaño, en el suelo y en pie, y en estado de descomposición. Miles de especies, llamadas saproxílicas, dependen de este recurso, en muchos casos exclusivamente. A pesar de que su presencia está aumentando a escala europea debido a las perturbaciones a gran escala y al abandono de la gestión, la escasez de este recurso en la mayoría de los bosques ha llevado a que muchas de estas especies estén en estado vulnerable de conservación.

- **La presencia de especies clave y la interacción entre especies.** Algunas especies de árboles, animales o plantas se consideran especies clave debido a su papel crítico en la estructura y la función del ecosistema forestal, y su falta puede provocar desequilibrios en el ecosistema. Las interacciones entre diferentes especies –como la herbivoría, la polinización, la dispersión de semillas, la depredación y la simbiosis– son importantes para mantener la diversidad y la salud del ecosistema forestal.

- **La presencia de especies invasoras.** Compiten con especies nativas o las depredan, pudiendo llevar a desajustes funcionales serios y a extinciones locales.

Como consecuencia, desde el punto de vista de la biodiversidad, las fases que acumulan una riqueza mayor de animales, de plantas y de hongos son las fases más avanzadas del ciclo silvogenético (figuras 3 y 4) (Kuusinen y Siitonen, 1998; Redecker *et al.,* 2001; Jacobs *et al.,* 2007; Avila-Cabadilla *et al.,* 2009; de la Peña-Cuéllar *et al.,* 2012; Hilmers *et al.,* 2018). Una de las razones evidentes es que, en estas fases, es cuando se acumula una mayor cantidad y diversidad de recursos, de hábitats (microhábitats y mesohábitats) y de microclimas, facilitando la coexistencia de múltiples especies, incrementando el número de nichos y reduciendo el riesgo de extinciones locales (Schowalter, 1995; Ferris y Humphrey, 1999; Stein y Kreft, 2015).

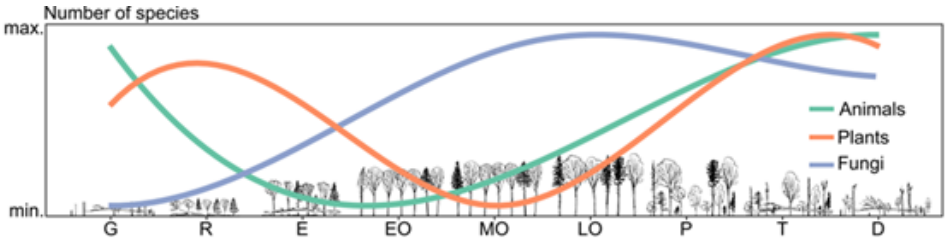


Figura 3. Suma normalizada del número previsto de especies a lo largo del ciclo silvogenético de un bosque para animales, plantas y hongos. G, fase de claro; R, regeneración; E, fase de ocupación/exclusión; fase de madurez (incluye: EO; MO y LO); fase de senescencia (incluye: P, T y D). Fuente: Hilmers *et al.* 2018.

Figura 4. Roblebal con distintos atributos de madurez.

En las fases tempranas del ciclo, abundan las especies colonizadoras y de ciclo biológico rápido y longevidad baja (estrategas R), mientras que, en las fases más avanzadas, hay más proporción de especies de crecimiento lento y longevidad alta (estrategas K) –las especies en peligro de extinción son, por lo general, estrategas K– (Holling, 1992).

Estos elementos y muchos otros interactúan entre sí para determinar la biodiversidad forestal. La complejidad de la biodiversidad, de especies, de estructuras y de procesos convierte el bosque de fases más avanzadas del ciclo silvogenético en un ecosistema más estable y resiliente frente a perturbaciones, en comparación con otras zonas de bosque adyacente en fases menos avanzadas. No obstante, se debe destacar que, para llegar a esas fases más avanzadas del ciclo, es necesario que el bosque evolucione desde las fases iniciales, que le confieren una vulnerabilidad elevada a sequías, incendios, plagas o enfermedades durante un tiempo largo.

Es por esto que, en el contexto mediterráneo, la resiliencia del ecosistema forestal debe analizarse más a escala de paisaje y considerando áreas o rodales en diferentes estados de desarrollo, y no tanto en el contexto de un bosque en las fases más avanzadas del ciclo silvogenético.

2.2 Estado de la biodiversidad forestal en los bosques mediterráneos

2.2.1 *Hábitats*: Estado de conservación de los hábitats de interés comunitario

Cada estado miembro de la Unión Europea tiene la responsabilidad política y administrativa de contar con un sistema de seguimiento del estado de conservación de cada uno de los tipos de hábitats de interés comunitario reconocidos en su territorio.

El concepto "Estado de Conservación" en la Directiva hábitats

La Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres (Directiva hábitats) junto con la Directiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de noviembre de 2009, relativa a la conservación de las aves silvestres (Directiva aves), constituyen los instrumentos normativos principales para la conservación y el uso sostenible de la naturaleza en la Unión Europea. La Directiva hábitats tiene, como objetivo, garantizar el mantenimiento o el restablecimiento, en un estado de conservación favorable, de los hábitats naturales y seminaturales de interés comunitario (del anexo I) y de las especies silvestres de la fauna y de la flora de interés comunitario (de los anexos II, IV y V de esta Directiva).

En este contexto, la Directiva hábitats crea la red de espacios protegidos denominada "red Natura 2000 (RN2000)" con la finalidad de mantener los tipos de hábitat y las especies de interés comunitario en un "estado de conservación favorable (ECF)" (ver cuadro 1). Según esta normativa, cada estado miembro de la Unión Europea tiene la responsabilidad política y administrativa de contar con un sistema de seguimiento del estado de conservación de cada uno de los tipos de hábitats de interés comunitario reconocidos en su territorio (Pescador *et al.,* 2022).

En su artículo 1, la Directiva hábitats define el **estado de conservación de un hábitat** como *"el conjunto de factores de cambio (presiones y amenazas) que actúan sobre este y sobre sus especies típicas, y que pueden afectar a largo plazo a la distribución natural, la estructura y las funciones y la supervivencia de las especies típicas"*.

Para facilitar la evaluación del estado de conservación, se ha propuesto el concepto de *"valores de referencia favorables", es decir, "los valores en términos de superficie ocupada, estructura, funcionamiento y composición de especies típicas que se podría considerar que determinan un ECF"* (DG Environment, 2017). La evaluación del estado de conservación de un tipo de hábitat determinado se basa en la comparación de su estado actual con un estado de conservación favorable.

Cuadro 1.
DEFINICIÓN DE "ESTADO DE CONSERVACIÓN FAVORABLE (ECF)"

El concepto de **estado de conservación favorable (ECF)** constituye el objetivo general para todos los tipos de hábitat y de especies de interés comunitario. El ECF puede describirse como la situación en la que un hábitat o una especie está prosperando –tanto en calidad como en dispersión o población– y con buenas probabilidades de seguir haciéndolo en el futuro. El hecho de que un hábitat o una especie no esté bajo amenaza –es decir, que no esté en riesgo de extinción– no quiere decir que esté en un estado de conservación favorable.

El Estado de Conservación Favorable se evalúa cada seis años a escala nacional –y por región biogeográfica: alpina y mediterránea, en el caso de Cataluña– y debe considerar el hábitat o la especie tanto dentro de la red Natura 2000 como en el resto del territorio. Para ello, se aplica la denominada matriz general de evaluación que establece cuatro grandes parámetros: **rango, área, estructura y función, y perspectivas de futuro**.

De forma general, para un hábitat forestal arbolado, su Estado de Conservación Favorable debería cumplir (Paños, 2018):

- Parámetros superficiales: **área de distribución y superficie ocupada óptima**.
- **Una representación de las fases más maduras**, porque son las que acogen la mayor diversidad ecológica del hábitat tanto en especies como en procesos ecológicos, integradas en un mosaico donde existan también rodales con diferentes grados de madurez, para asegurar la resiliencia que aporta la heterogeneidad a nivel de paisaje.
- **Una representación de las especies típicas y características del hábitat**. Los listados de especies deben ser específicos para cada tipo de hábitat.

Dado que la evaluación se realiza a **escala regional**, para un tipo de hábitat dado, el estado más funcional y resiliente ante posibles perturbaciones sería un mosaico de paisajes heterogéneos, con una buena representación de todas las fases del ciclo silvogenético y de la biodiversidad asociada (DG Environment, 2017). Por lo tanto, no se entendería un hábitat forestal en Estado de Conservación Favorable en el que no estén representadas todas las fases del ciclo (las jóvenes, las intermedias y las maduras) . Actualmente se está trabajando en la concreción de qué significa esta "representación" necesaria de las diferentes fases y especies.

No se entendería un hábitat forestal en Estado de Conservación Favorable en el que no estén representadas todas las fases del ciclo (las jóvenes, las intermedias y las maduras).

Estado de conservación de los hábitats forestales mediterráneos de interés comunitario

Según el último informe sexenal (2013-2018) de la Directiva hábitats, el estado de conservación de la biodiversidad de los hábitats forestales de interés comunitario (matorrales y bosques) es el siguiente: en Europa, de los 232 hábitats forestales existentes, únicamente 33 están en un estado de conservación favorable, 125 están en un estado de conservación desfavorable inadecuado, 71 están en un estado desfavorable malo, y 3 están en un estado de conservación desconocido.

En España, de los 56 hábitats forestales, únicamente 3 presentan un estado de conservación favorable; 40 presentan un estado de conservación desfavorable inadecuado, 10 presentan un estado de conservación desfavorable malo, y 3 presentan un estado de conservación desconocido. La evaluación se llevó a cabo con datos del 4º Inventario forestal nacional siguiendo la propuesta del Ministerio para la Transición Ecológica (Pescador *et al.,* 2019; Pescador *et al.,* 2022). Para ello, se utilizaron, como indicadores, la riqueza de especies leñosas, el área basal, las clases diamétricas, la estructura vertical, y un índice de regeneración, con umbrales específicos para cada hábitat. El estado de conservación es un valor compuesto sobre la base de la media ponderada de los indicadores con un peso específico para cada uno de ellos.

En esta evaluación llevada a cabo para toda España, respecto de los hábitats de interés comunitario mediterraneos, solo el 7% de "Robledales ibéricos de *Quercus faginea* y *Quercus canariensis*" (código 9240) obtuvieron un estado de conservación favorable; solo el 1% para "Encinares de *Quercus ilex* y *Quercus rotundifolia*" (código 9340), y para "Pinares mediterráneos de pinos mesogeanos endémicos" (código 9540), el 9,4%. (figura 5).

Figura 5. Robledal de *Quercus Pyranaica*.

Aunque la superficie de bosque ha aumentado en las últimas décadas en Cataluña, éstos no presentan un grado de madurez suficiente para disponer de una estructura y una función adecuadas de acuerdo a la definición de Estado de Conservación Favorable de la Directiva Hàbitats.

En Cataluña, el 14% de los 54 hábitats forestales presentan un estado de conservación favorable, y el 71% presentan un estado de conservación desfavorable (inadecuado o malo); para el resto de hábitats, el estado de conservación es desconocido. En este contexto, es relevante destacar que los indicadores analizados para evaluar su estructura y su función han permitido poner de relieve que, aunque la superficie de bosque ha aumentado en las últimas décadas en Cataluña, éstos no presentan un grado de madurez suficiente para disponer de una estructura y una función adecuadas de acuerdo a la definición de Estado de Conservación Favorable de la Directiva Hàbitats (Brotons *et al.,* 2020). Esta es la razón principal que hace que la mayoría de los hábitats forestales presentes en Cataluña se encuentren todavía en un estado de conservación desfavorable.

A este respecto, según los resultados del proyecto LIFE RedBosques *(Redes de conocimiento y capacitación para la gestión eficaz de hábitats forestales mediterráneos de la red Natura 2000 en España*, 2016-2019), aunque los bosques de Cataluña no presentan un grado de madurez suficiente, se observa una tendencia de aumento, comparando los datos del IFN3 (2001) y del IFN4 (2016) (figura 6). Los bosques muestran más ele-

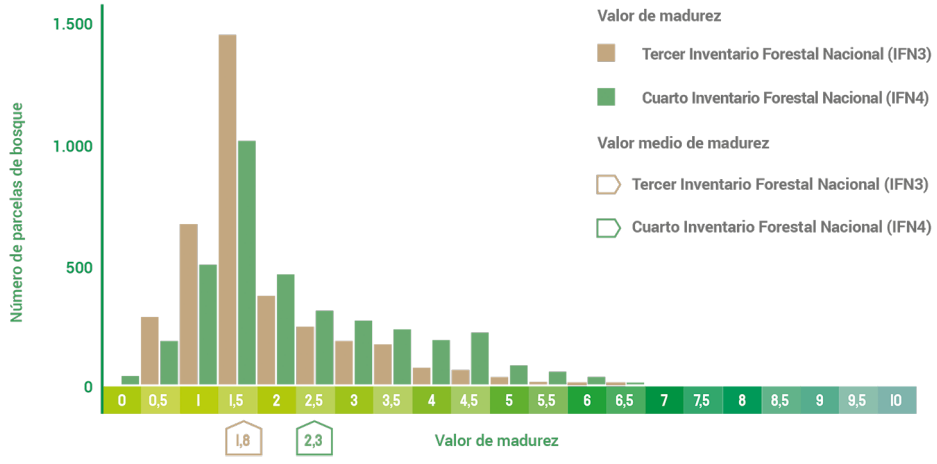


Figura 6. Distribución de las parcelas de los inventarios forestales nacionales IFN3 e IFN4 presentes en Cataluña para el conjunto de indicadores de madurez. La madurez se caracteriza por parcela en función de varios indicadores (área basal, árboles excepcionales, clases diamétricas, riqueza de especies arbóreas y proporción de madera muerta). Fuente: CREAF, a partir de los datos del IFN3 (2000-2001) y del IFN4 (2014-2016), aplicando una versión simplificada de la metodología desarrollada en el marco del proyecto LIFE RedBosques.

mentos característicos de las etapas maduras como, por ejemplo, la madera muerta, la presencia de microhábitats y la presencia de árboles de gran tamaño. Sin embargo, en general, los valores siguen siendo, para la mayoría de los hábitats –los mediterráneos especialmente–, muy bajos y están todavía lejos de los valores que permitirían clasificarlos en un estado de conservación favorable. La carencia casi total de muchos de los elementos ligados a la madurez, hace que sea importante incorporar en la gestión forestal sostenible criterios innovadores de conservación y mejora de la biodiversidad, que permitan mejorar esta situación.

2.2.2 Especies: Tendencias poblacionales de las especies forestales

Living Planet Index*: un indicador global de tendencias en la población de las especies*

El *Living Planet Index* o LPI (www.livingplanetindex.org) es un indicador que utiliza Naciones Unidas para realizar el seguimiento del grado de consecución del objetivo global de mantener la diversidad de la vida en el planeta y contribuir, así, al bienestar de las personas. Es un índice que considera al planeta como un conjunto, pero también se desarrollan LPI para diferentes ambientes y regiones concretas.

Cuadro 2.
CÁLCULO DEL "*LIVING PLANET INDEX* (LPI)"

El LPI es una medida del estado de la diversidad biológica basada en las tendencias de población de especies de vertebrados de hábitats terrestres, de agua dulce y marinos. El Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB) ha adoptado el LPI como un indicador de progreso hacia sus objetivos 2011-2020 y está llamado a desempeñar un papel importante en el seguimiento del estado de la biodiversidad a escala mundial, pero también territorial. No obstante, debe analizarse teniendo en cuenta el contexto histórico de los ecosistemas. La disminución de individuos o de biomasa de las especies en algunos casos se podría entender como fruto de impactos o de procesos que alteran el estado natural de los ecosistemas de la zona estudiada, aunque, en otro caso, puede ser fruto, justamente, de la recuperación de ese estado natural y de procesos ecológicos concretos. Por ello, hay que considerar que, quizás, el cambio va a favor de la recuperación del ecosistema natural y, por lo tanto, de la biodiversidad.

A escala mundial, el LPI se calcula como la media de las tendencias del número de ejemplares de 4.005 especies, cada una de ellas calculada a partir de contajes de individuos realizados de forma estandarizada, año tras año, en miles de localidades en todo el planeta. Por ahora, el LPI contiene datos de animales vertebrados, por ser un grupo taxonómico mejor conocido, pero se trabaja para ampliarlo a otros grupos (Brotons *et al.,* 2020). Para calcularlo, se tiene en cuenta el conjunto de especies de las que existen datos de seguimiento a gran escala y a largo plazo, y toma un valor de referencia de 100 el primer año de valoración (año de referencia) para comparar los valores anuales con esta referencia. Así, un valor de 60% significa que se han perdido, en promedio, el 40% de los individuos de las especies consideradas. Los gráficos LPI siempre muestran la media anual del conjunto de valores poblacionales de todas las especies consideradas y un intervalo de confianza del 95%.

El LPI indica, de manera consistente y estandarizada, cuál es la tendencia del conjunto de especies a escala territorial amplia y a largo plazo, pero no sirve para evaluar dicha tendencia a una escala de mayor detalle. Para esta escala, hay que utilizar otro tipo de aproximaciones usando bioindicadores directos e indirectos altamente informativos y que puedan medirse de forma sencilla dentro del área evaluada.

Tendencias de las poblaciones de especies forestales que muestra el LPI

La última actualización del LPI para todo el planeta se realizó en 2022 y muestra que las poblaciones de animales vertebrados del planeta cuentan, hoy, con un 69% menos de individuos de los que había hace 50 años (año de referencia 1970, figura 7). El valor del LPI para Europa y Asia Central (región IPBES) desde 1970 a 2022 muestra una tendencia ligera a la baja (18 ± 15%, media de 627 especies), aunque se debe reconocer que muchas especies ya se encontraban en un estado de agotamiento cuando comenzaron a recogerse estos datos. Si bien el LPI 2022 muestra tendencias positivas entre las poblaciones de aves y mamíferos, las de anfibios, reptiles y peces de agua dulce siguen disminuyendo.

En relación con la biodiversidad forestal global, se observa una cierta estabilidad a escala europea (Pötzelsberger, 2021, a partir de los informes EEA 2020, Forest Europe 2020, Maes *et al.,* 2020, e IPBES 2018). Por ejemplo, se observa una tendencia a la estabilidad o al alza para la mayoría de las aves forestales, mientras que las especies raras o endémicas presentan un estado más crítico o en declive.

En Cataluña, el cálculo del LPI se ha llevado a cabo mediante la evaluación de los cambios para un conjunto de poblaciones de 321 especies animales (vertebrados e invertebrados) incluidos en siete programas de seguimiento a gran escala y a largo plazo y el resul-

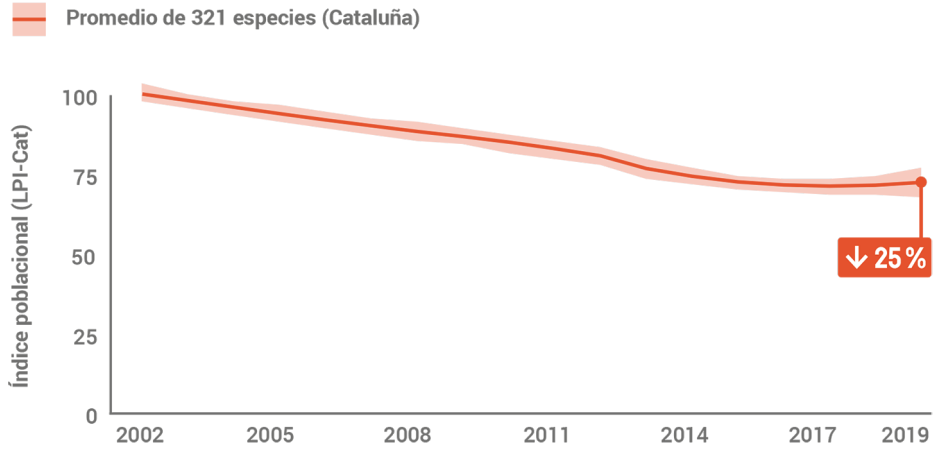


Figura 7. *Living Planet Index* en Catalunya desde 2002 hasta 2019 basado en el seguimiento anual del número de individuos de 321 espeies. Fuente: Brotons *et al.* (2020).

tado, a 2018, teniendo en cuenta que el año de referencia es el 2002, nos indica que se han perdido, de media, un 25% de sus individuos (figura 7).

De esta pérdida, el 54% corresponde a especies de aguas continentales (ríos, lagos y humedales), el 34% en ambientes agrícolas y prados, y el 12% en bosques y matorrales (figura 8) (Brotons *et al.,* 2020). Entre las especies forestales mediterráneas identificadas con evaluaciones desfavorables, se encuentra el murciélago mediterráneo de herradura (*Rhinolophus euryale*), el murciélago bigotudo (*Myotis mystacinus*) (figura 10) y los escarabajos saproxílicos *Osmoderma eremita* y *Rosalia alpina*.

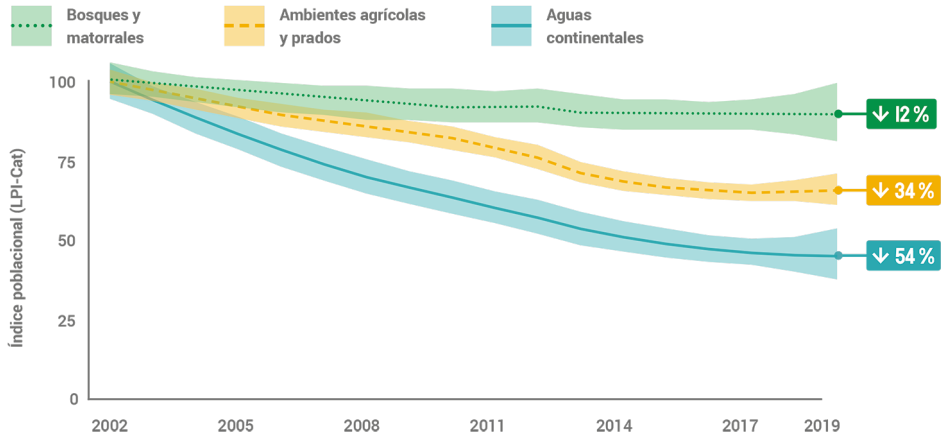


Figura 8. *Living Planet Index* en Catalunya desde 2002 hasta 2019 basado en el seguimiento anual del número de individuos de 81 especies animales propias de hábitats forestales y matorrales y comparación con los resultados de ambientes agrícola y aguas continentales. Fuente: Brotons *et al.* (2020).

Figura 9. Murciélago ratonero forestal (*Myotis bechsteinii*). Especie amenazada en España. Foto: Laura Torrent (CTFC).

Figura 10. El murciélago bigotudo (*Myotis mystacinus*), una especie amenazada. Foto: David Guixé (CTFC).

Tendencias de algunas especies bioindicadoras

Más allá de la tendencia global que informa el LPI, se puede analizar la información disponible de las tendencias para algunas especies forestales de las que se dispone de seguimientos largos en Cataluña.

En cuanto a la **fauna característica de bosques y matorrales**, los diferentes grupos taxonómicos de los que se dispone de información, en global, sus poblaciones han disminuido ligeramente. En cuanto a las especies que prefieren los bosques, las mariposas diurnas mantienen sus poblaciones, mientras que las aves las mejoran sensiblemente (figura 11). En cambio, las especies que utilizan zonas más abiertas o matorrales han sufrido disminuciones marcadas, especialmente las mariposas (figura 12).

En concreto, en relación con las aves, en el tercer **atlas de las aves nidificantes de Cataluña** (Franch *et al.,* 2021) se detecta, en comparación con el primer atlas, hace 35-40 años, un incremento del número de especies nativas nidificantes, tanto en total, en el conjunto de Cataluña, como de manera general en prácticamente todo el territorio. Por otra parte, se ha analizado si ha habido algún patrón concreto de cambio de distribución de las especies debido al cambio climático, pero, por ahora, en conjunto, no parece que las especies nativas se hayan desplazado siguiendo ningún patrón espacial determinado. En cambio, sí se han observado cambios que responden a los usos del suelo.

Se observa un incremento y una expansión importante de las **especies de aves forestales** en las últimas cuatro décadas, y un incremento generalizado más reciente en la frecuencia de aparición en las áreas donde ya estaban presentes. Este aumento se relaciona directamente con el incremento de la madurez de los bosques de Cataluña, que se ha comentado anteriormente. Sin embargo, este mismo

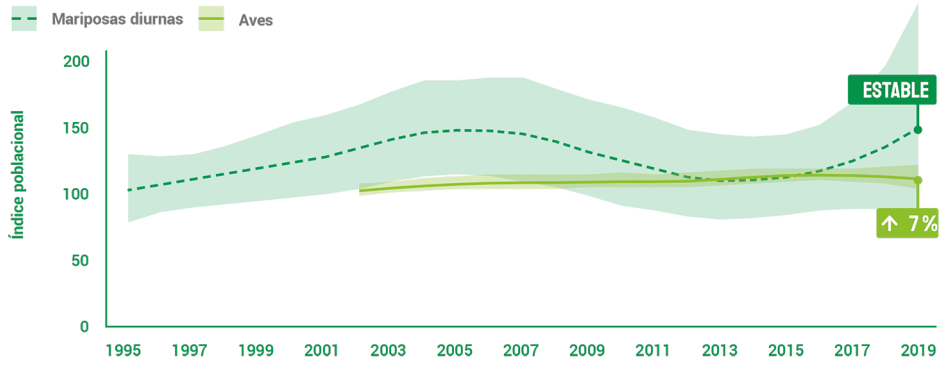


Figura 11. Tendencias poblacionales media de las aves y las mariposas de ambientes forestales. El indicador de las aves incluye 26 especies y el de mariposas 7 especies. El gráfico se incrementa como los gráficos LPI. Fuente: Brotons *et al.* (2020), partir de los datos del SOCC-ICO i el CBMS-Museo de Granollers.

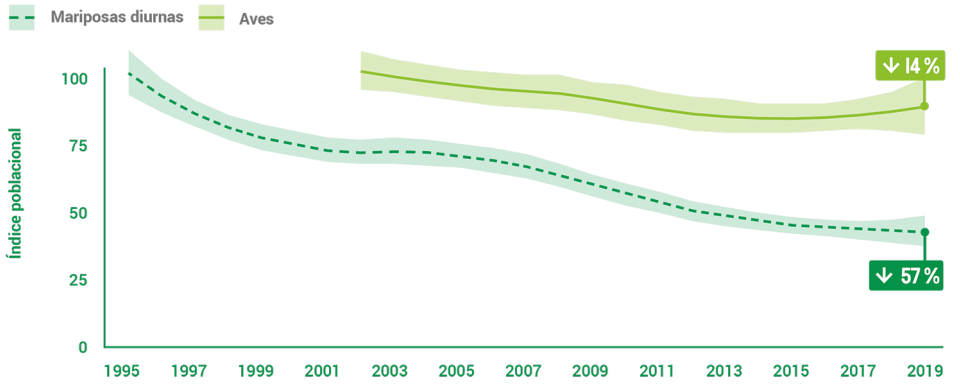


Figura 12. Tendencia de las aves y de las mariposas diurnas de matorrales. El indicador de aves incluye 11 especies y el de mariposas de 9 especies. El gráfico se interpreta como los gráficos LPI. Fuente: Brotons *et al.* (2929), a partir del SOCC-ICO i el DBMS-Museo de Granollers.

fenómeno de crecimiento vegetativo juega un papel en contra de las especies dependientes de los hábitats de prados y matorrales, ya que son espacios que están desapareciendo en las últimas décadas por la expansión del bosque debido a la ausencia de gestión forestal.

En relación con las mariposas, en el Informe de los **polinizadores silvestres en Cataluña** (Bosch *et al.,* 2022) se remarca el declive en las poblaciones de mariposas diurnas, con descenso de hasta el 70% en las décadas recientes y confirmando las tendencias negativas detectadas a escala europea y global. Las mariposas que pueden considerarse como especialistas de hábitat son las que muestran un declive mayor, de manera paralela a lo observado para las abejas, en las que las especies asociadas a espacios abiertos (prados, herbazales y matorrales) han descendido en mayor medida que las de espacios arbolados.

Finalmente, tal y como recoge el "Informe sobre el estat de la natura a Catalunya" (Brotons *et al,* 2020), el proceso de expansión y de maduración del bosque experimentado en Cataluña se ha traducido en una recuperación de muchas **poblaciones de especies arbóreas forestales**. Este proceso está beneficiando, sobre todo, a las especies más frecuentes, pero también hay un grupo importante de especies de árboles poco frecuentes que cada vez tienen una presencia menor en los bosques. Así, se da un incremento claro en 25 de las 26 especies más frecuentes, como la encina (*Quercus ilex*) o el pino carrasco (*Pinus halepensis*), mientras que, de las 27 especies menos frecuentes, 16 la aumentan y 11 la disminuyen, como es el caso del roble africano (*Quercus canariensis*) o el falso platanero (*Acer pseudoplatanus*).

2.3 Biodiversidad y gestión forestal en los bosques mediterráneos

La biodiversidad presente en un bosque es resultado de un conjunto de dinámicas complejas en las que las perturbaciones desempeñan un papel fundamental. Las perturbaciones naturales (tormentas, incendios, plagas, etc.) afectan a la estructura del bosque y generan un mosaico de hábitats a escala de paisaje que, sumadas a los condicionantes edáficos y topográficos, determinan, en gran medida, su biodiversidad biológica.

La silvicultura es una perturbación de origen antrópico que busca acelerar o controlar procesos que, de manera natural, tardarían muchos más años en darse —por ejemplo, la regulación de competencia o la entrada de regenerado nuevo— para lograr un objetivo determinado, imitando las perturbaciones naturales (figura 13).

La silvicultura es una perturbación de origen antrópico que busca acelerar o controlar procesos que, de manera natural, tardarían muchos más años en darse.

Las grandes perturbaciones o el manejo forestal más habitual —dirigido, principalmente, a la obtención de madera— renuevan el sistema constantemente e impiden que se llegue a las fases de mayor madurez. Mediante el proceso de selección de las especies y los individuos que se cortarán, plantarán o favorecerán, la silvicultura no solo interviene sobre aquella especie arbórea o arbustiva, sino que modifica el funcionamiento del bosque y la biodiversidad que acoge, dada la red

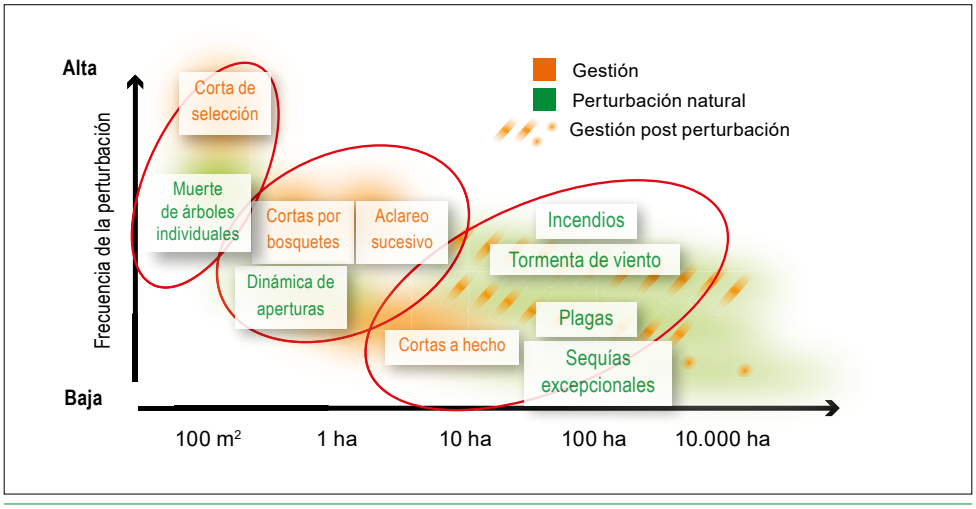


Figura 13. Comparación entre perturbaciones y gestión silvícola en el espacio y en el tiempo. Fuente: Adaptado de Gossner i Wohlgemuth (2020).

compleja de interacciones entre especies existente y las distintas condiciones ambientales generadas. Que el sentido de esta modificación sea positivo o negativo depende, en gran medida, de la silvicultura aplicada y de las condiciones de partida del bosque.

En relación a este último punto, la dinámica generalizada de expansión y de densificación del bosque mediterráneo —debido, fundamentalmente, a los cambios socioeconómicos y con una influencia cada vez mayor del cambio climático— es una de las mayores presiones o amenazas para la biodiversidad en general (figura 14). Que el bosque se recupere después de décadas de uso intensivo del territorio es una buena noticia. El problema es que la recuperación del bosque se está dando como una gran masa continua en las fases primeras del ciclo silvogenético y sin la influencia de procesos complejos desaparecidos o procesos muy alterados como, por ejemplo, la herbivoría o los regímenes de incendios.

Figura 14. Pinar joven de *Pinus halepensis*, resultado de la colonización de antiguas zonas de pastos.

Esto tiene diferentes efectos negativos. Algunos de estos efectos son directos, porque, como resultado de esta expansión masiva, se pierden espacios abiertos y la biodiversidad ligada a estos, y porque significa que la mayoría de los bosques actuales son jóvenes o rejuvenecidos, muy homogéneos en estructura y composición, con una acumulación elevada de biomasa y con una continuidad territorial elevada; otros, son indirectos, pero pueden llegar a ser muy relevantes, ya que esas características se pueden traducir en una pérdida de vitalidad y estancamiento del crecimiento que confieren una vulnerabilidad alta a las sequías, los incendios de alta intensidad, las plagas y enfermedades y a grandes perturbaciones como los grandes incendios forestales.

Ante este escenario, la gestión de estas masas forestales jóvenes y homogeneizadas se va como una aliada para acelerar los procesos de desarrollo, de maduración y de apertura de espacios que se traducen en una mejora de la vitalidad y en una vulnerabilidad menor a perturbaciones (Brotons *et al.,* 2020). Más allá del ámbito mediterráneo, a escala europea existe, también, un interés renovado por promover la gestión forestal por sus efectos positivos en los diferentes servicios ecosistémicos, como así ex-

Que el bosque se recupera después de décadas de uso intensivo del territorio es una buena noticia. El problema es que la recuperación del bosque se está dando como una gran masa continua en las fases primeras del ciclo silvogenéticos y sin la influencia de procesos complejos desaparecidos o procesos muy alterados como, por ejemplo, la herbivoría o los regímenes de incendios.

presan las estrategias recientes de la UE en materia forestal, bioeconomía y cambio climático. Sin embargo, desde el ámbito de los espacios protegidos europeos, las actividades forestales se siguen considerando como una amenaza, como se cita en el último informe de la Agencia Ambiental Europea (EEA, 2020), principalmente en cuanto a la retirada de madera muerta y de árboles viejos o las cortas a hecho.

Efectivamente, si las actuaciones se basan en la extracción sistemática de los árboles comerciales a partir de cierto tamaño y en la eliminación de los árboles no productivos –como los muertos o moribundos–, así como en el desbroce completo, se reduce, sustancialmente, la disponibilidad de microhábitats como las cavidades naturales y otras oportunidades de alimentación y de refugio para la fauna. A esto habría que añadir las afectaciones por la mera realización de actuaciones en la zona de influencia en períodos críticos del año o las cortas masivas después de una perturbación, que serán cada vez más frecuentes. Sin una planificación adecuada, la apertura de pistas ligada a la gestión puede generar un aumento indeseado de la frecuentación, que puede afectar negativamente algunas especies de animales.

Por todo ello, una silvicultura adaptada al contexto socioeconómico y ecológico actual debe incorporar medidas técnicas encaminadas a evitar o limitar sus posibles impactos negativos en la biodiversidad, siempre aplicando las mejores herramientas disponibles y basadas en ciencia, y de manera integrada desde la planificación y los objetivos de gestión. Obviamente, no existe un único tipo de silvicultura a aplicar en toda Europa, sino un amplísimo catálogo de métodos de gestión según los objetivos, las especies, la calidad de estación, el estado de desarrollo, la fisiografía, la legislación, los mercados, la tradición silvícola y tantas otras variables como condicionantes locales.

De entrada, las técnicas silvícolas más selectivas y próximas o basadas en los procesos naturales activos o potenciales propios del rodal que se vaya a gestionar se presuponen de menor impacto negativo para la biodiversidad y con una capacidad mayor de mejorar, progresivamente, las características estructurales y funcionales que la favorecen. La promoción de la “silvicultura más próxima a la naturaleza” (*closer-to-nature forestry*) a escala europea va en ese sentido (Larsen *et al.,* 2022; DG Environment, 2023), pero esta recomendación generalista debe pasar siempre los ajustes necesarios para aterrizarla en la realidad concreta de un rodal de actuación. Ejemplo de esto es que uno de los principios más importantes de este tipo de gestión es basarse en la regeneración natural y evitar las plantaciones, que ya es una práctica tradicional generalizada en

nuestros bosques. En Cataluña, se estima que, actualmente, los bosques gestionados mediante un sistema de regeneración por plantación suponen menos del 10% del total de la superficie forestal arbolada, y se concentran en áreas geográficas y especies forestales determinadas.

Los capítulos 4, 5 y 6 ahondan en esta cuestión y presentan una propuesta concreta para una planificación y gestión de montes mediterráneos que integre, desde su concepción, la conservación y la restauración de la biodiversidad

La gestión de las masas forestales jóvenes y homogeneizadas se va como una aliada para acelerar los procesos de desarrollo, de maduración y de apertura de espacios que se traducen en una mejora de la vitalidad y en una vulnerabilidad menor a perturbaciones.

Capítulo 3

ELEMENTOS CLAVE EN LA BIODIVERSIDAD FORESTAL

3. ELEMENTOS CLAVE EN LA BIODIVERSIDAD FORESTAL

A pesar de la gran complejidad de relaciones biológicas existentes en un ecosistema forestal, es posible identificar los factores y estructuras clave que influyen de forma más significativa en la biodiversidad que éste aloja. Muchos de estos factores son fácilmente identificables y medibles sin conocimientos naturalistas específicos, lo que facilita su amplia integración en la planificación y gestión forestal.

En este capítulo se presentan los elementos clave a tener en cuenta, ya sea por su valor intrínseco o por su papel en el ecosistema, en función de la escala en la que mejor se representan y analizan. Aunque la dimensión temporal es importante, es la escala espacial la que es más determinante a la hora de su integración en la planificación forestal.

3.1 Factores que requieren un análisis a escala de paisaje

La escala de paisaje debe tenerse en cuenta a nivel de planificación superior al rodal y a la finca con el objetivo de preservar la biodiversidad y los ecosistemas y recuperar aquellas poblaciones y hábitats en estado de conservación desfavorable y los que, a pesar de tener un estado favorable, puedan entrar en regresión, al tener poblaciones pequeñas y/o distribución restringida (por ejemplo, endemismos, hábitats relictos y bosques maduros). Asimismo, este enfoque permite contemplar los aspectos de funcionalidad ecológica, de los servicios ecosistémicos y de las funciones culturales, permitiendo una correcta planificación de las actividades humanas (urbanísticas, forestales, agrícolas, recreativas, etc.) con la conservación y recuperación de poblaciones, hábitats y componentes escasos a escala de paisaje.

3.1.1 Especies que viven en grandes territorios y endemismos

Las **especies de grandes territorios** requieren una escala de gestión muy amplia, que a menudo supera la unidad de ordenación. Por ejemplo, los dominios vitales de un picamaderos negro (*Dryocopus martius*) o un mochuelo boreal (*Aegolius funereus*) abarcan desde 100 a 400 ha de superficie y 130 a 1.200 ha para un urogallo (*Tetrao urogallus*) (Camprodon *et al.* 2007 y 2020, Ménoni *et al.* 2014). A nivel poblacional interespecífico los dominios vitales de la mayoría de las especies

de bosque se solapan y sus preferencias en la selección del hábitat coinciden en buena medida, y en las que divergen, más que contradecirse, se complementan.

La escala de paisaje interesa también para la gestión de **poblaciones de pequeños territorios**. Por ejemplo, especies de flora (briófitos, líquenes, hongos y plantas vasculares) y de invertebrados (coleópteros, lepidópteros, moluscos, etc.) de distribución, tamaño poblacional y capacidad de dispersión reducidas, a menudo endemismos. Estas circunstancias acostumbran a catalogar como amenazadas a estas especies, según los estándares internacionales (*IUCN red list*). Si sus efectivos o su área de distribución están en regresión, pueden hallarse en peligro crítico de depresión genética y extinción (local o global), lo cual es especialmente grave en caso de endemismos. Debe recordarse que hongos e insectos constituyen la mayor parte de la biodiversidad del bosque (a veces llamada "criptodiversidad" biológica al pasar más desapercibida) y es la menos conocida, a pesar de que es esencial para el buen funcionamiento del ecosistema. De una parte importante de esta criptobiodiversidad no se dispone de datos suficientes para catalogarla en una categoría de amenaza, aunque se sospecha su estado de conservación precario, o bien directamente no está evaluada.

Finalmente, el enfoque paisajístico permite contemplar el estado de conservación y las tendencias de las **subpoblaciones** (escala local) y **metapoblaciones** (conjunto de poblaciones locales conectadas mediante la dispersión de individuos, con una dinámica independiente y duración limitada, según Hansky 1990).

3.1.2 Capacidad de interacción entre poblaciones de la misma especie o de especies distintas

La **conectividad entre poblaciones de una misma especie** es un factor crítico sobre todo para especies de escasa movilidad y capacidad de dispersión, como por ejemplo invertebrados ápteros, y que dependen de recursos escasos en el ecosistema.

En un paisaje, la conectividad es elevada cuando la mayor parte de la matriz forestal contiene todos los componentes de ese hábitat a escala de rodal, con lo cual el ecosistema es totalmente permeable. Cuando hay componentes del hábitat deficitarios, la conectividad puede fluir a partir de corredores biológicos. Se trata de espacios del ecosistema que de forma lineal o discontinua contienen los elementos estructurales esenciales que permiten el desplazamiento de individuos adultos, la dispersión de propágulos y juveniles, el intercambio genético entre poblaciones, así como el mantenimiento y restauración de hábitats.

Por otro lado, las poblaciones de las distintas especies configuran comunidades que entretejen relaciones ecológicas (competencia, depredación, mutualismo, parasitismo, etc.) que mantienen ecosistemas más funcionales y resilientes como más complejas sean estas comunidades. A este propósito, es importante recordar que las poblaciones de ungulados y grandes carnívoros son parte esencial para el

funcionamiento del bosque a lo largo de su ciclo silvogenético. Por ejemplo, los ungulados, salvajes y domésticos, mantienen los espacios abiertos de pasto y matorral. Los grandes carnívoros regulan las poblaciones de ungulados salvajes favoreciendo los procesos de regeneración del bosque (figura 1), mientras que las poblaciones de carnívoros medianos, como zorros y martas, depredan sobre especies amenazadas de fauna, como el urogallo o el mochuelo boreal, regulando sus poblaciones.

3.1.3 Heterogeneidad del paisaje *versus* fragmentación

Una buena forma de potenciar la biodiversidad, los procesos ecológicos y la resiliencia a las perturbaciones es proteger y potenciar la heterogeneidad del paisaje. Cada hábitat o tipología estructural en un mismo hábitat está configurada por comunidades de seres vivos o biocenosis particulares y, al mismo tiempo, interrelacionadas. Parte de la biocenosis se distribuye en estructuras de hábitat homogéneas

Figura 1. Cómo los lobos ayudan a recuperar el bosque autóctono en una plantación de pino laricio en una estación ecológica propicia para el abeto nativo. Hace unos años no había ninguna plántula de abeto por herbivoría de los ciervos. El campeo de lobos en la zona dispersó a los ciervos, en un proceso conocido como ecología del miedo. Ahora, sin tanta presión de ramoneo el abeto regenera espontáneamente bajo la sombra de la cubierta de pinos adultos originada por plantación. Apeninos del Casentino, Toscana. Foto: AGS-CTFC.

mientras que otra parte depende de estructuras heterogéneas o cambiantes en funcionalidad y estacionalidad. Por ejemplo, a un picamaderos negro puede bastarle un rodal de una hectárea de bosque con grandes árboles para nidificar, pero para la alimentación puede explorar pinares jóvenes con hormigueros abundantes o robledales envejecidos con madera muerta de grandes dimensiones (Camprodon *et al.* 2007). El urogallo varía el uso del hábitat y sus requerimientos según la época del año, requiere una distribución de rodales de 200 ha de buen hábitat separadas por menos de 5 km, siendo crítica una distancia superior a 25 km (ONF 1996, Ménoni *et al.* 2014). Los murciélagos arborícolas (unas 10 especies diferentes) se refugian en una red de cavidades en árbol que van cambiando a los pocos días y explotan los recursos tróficos tanto en el interior del bosque como en los espacios abiertos (Guixé y Camprodon 2018). Numerosas especies de dípteros, himenópteros y coleópteros se reproducen en la madera muerta en su fase larvaria y se alimentan y aparean de adultos en los claros del bosque y espacios abiertos vecinos. (figura 2).

Un caso particular son las dehesas de frondosas con árboles viejos y de grandes dimensiones, pues constituyen un hábitat antrópico de gran interés para especies asociadas a arbolado maduro (aves, coleópteros saproxílicos, etc.), flora vascular pratícola y herbívoros, como liebres, conejos, ungulados y sus depredadores. Sin embargo, las dehesas no representan al conjunto de la biodiversidad forestal, aunque la complementan en la matriz del paisaje.

Figura 2. Ejemplo de coleópteros saproxílicos que se reproducen en la madera muerta en su fase larvaria y se alimentan de adultos en los claros del bosque con flores.

Con todo, una excesiva heterogeneización del paisaje, una atomización en pequeños fragmentos de diferentes tipos de estructuras, incluyendo cubiertas del suelo artificiales, comporta comunidades empobrecidas por falta de espacio y elementos estructurales, efecto borde y pérdida de funcionalidad. Sin embargo, en en áreas mediterráneas donde los incendios y otras perturbaciones han moldeado un paisaje heterogéneo en mosaico, en zonas de **matriz dominante homogénea**, los fragmentos de bosque o de espacios abiertos forestales generados por el incendio han sido críticos para asegurar la presencia de diversas especies de aves y otros vertebrados en el paisaje (Brotons 2007;

figura 3). Por ejemplo, los claros de bosque permiten la persistencia de especies y procesos asociados a los espacios abiertos, como son especies florícolas amenazadas, polinizadores y herbívoros.

En el caso de una **matriz dominante de espacios abiertos**, los fragmentos de bosque deben ser suficientemente grandes para ofrecer oportunidades a través de los elementos estructurales. Por ejemplo, para acoger una comunidad de aves compleja, los fragmentos de bosque deben tener un tamaño superior a la hectárea y estar separados a cortas distancias (decenas o pocos centenares de metros) unos de otros, a ser posible formando una retícula en mosaico. En pinares pirenaicos se ha comprobado cómo las aves especialistas forestales disminuyen en abundancia con la superficie intervenida tras unas cortas de regeneración finales (cambio sustancial de la estructura forestal), reduciéndose hasta la mitad a partir de las 7-10 ha (Camprodon 2013).

3.1.4 Áreas criticas para especies de flora y fauna

Considerando las especies de flora y la fauna de interés especial de conservación y priorizando las especies incluidas en los catálogos de especies amenazadas, un área crítica es un sector incluido en el ámbito de distribución de una especie que contiene hábitats esenciales o en una situación estratégica para su conservación favorable, que requieren un adecuado mantenimiento (*Ley 42/2007, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad*). Algunos taxones forestales con áreas críticas para su conservación son las rapaces,

Figura 3. La configuración del paisaje en un mosaico de zonas de bosque y espacios abiertos favorece la presencia de diversas aves y otros vertebrados.

los murciélagos arborícolas, especies amenazadas de reptiles, artrópodos, moluscos y flora.

Estas áreas críticas han de permitir la compatibilización de las actividades que se vayan a realizar en el medio, como la gestión forestal, con la conservación de la especie. Su delimitación debe realizarse aplicando el conocimiento disponible sobre la ecología de cada especie, justificada debidamente, consensuada con las administraciones competentes en biodiversidad, gestión forestal y ordenación territorial y mantenerse consultable por el personal interesado. Un área crítica puede restringir cualquier actividad humana que pueda poner en riesgo a la población a lo largo del año o de forma estacional, por ejemplo, durante la época de reproducción (figura 4).

A nivel de hábitats, los rodales maduros y de alto valor ecológico juegan, también, un papel crítico para conseguir un estado de conservación favorable, como se ha detallado en el capítulo 2, lo cuál es especialmente relevante en los hábitats forestales mediterráneos. En sistemas forestales mediterráneos, los rodales que presentan estadios avanzados de la sucesión ecológica son muy escasos y, cuando existen, a menudo se han visto relegados a zonas de suelos pobres, donde la calidad de estación limita de manera importante el desarrollo de la masa (impidiendo incluso llegar a la fase de bosque maduro), y a menudo en lugares de difícil acceso que dificultan cualquier aprovechamiento (Pallarés *et al.* 2022).

Figura 4. En las áreas críticas para especies de flora y fauna con interés especial de conservación se puede restringir cualquier actividad humana, como la gestión forestal o actividades recreativas, que puedan poner en riesgo a la población a lo largo del año o de forma estacional.

3.2 Factores clave a escala de rodal

Muchos estudios han documentado las relaciones entre la abundancia de determinados atributos estructurales de un determinado rodal forestal y la riqueza específica, abundancia y/o diversidad ecológica de grupos taxonómicos presentes (por ejemplo, Lindenmayer y Franklin 2002, Bauhus *et al.* 2009, Larrieu *et al.* 2019). Estos estudios, junto con manuales técnicos de gestión de la biodiversidad y experiencias y proyectos demostrativos, como el presente Life BIORGEST, permiten analizar y sintetizar elementos estructurales clave a tener en cuenta en la gestión forestal y medidas de conservación a integrar en los rodales multifuncionales.

En el capítulo 2 ya se ha argumentado que los rodales en mejor estado de conservación de la biodiversidad son aquellos en un estado de madurez avanzado, y corresponden a etapas finales del ciclo silvogenético: fase de madurez y de senectud. Los atributos característicos de estas fases son el resultado de la dinámica natural en ausencia de perturbaciones de gran intensidad, naturales o no. En los siguientes apartados se describen estos atributos estructurales, propios de fases maduras, de fácil identificación en campo, cuya conservación a lo largo de la matriz forestal es clave para la conservación de la biodiversidad.

3.2.1 Especies arbóreas acompañantes

Se consideran especies arbóreas acompañantes aquellas que son minoritarias en el rodal, en relación con la especie o especies arbóreas dominantes. Son árboles que por sus distintas arquitecturas y rasgos funcionales respecto a las especies dominantes aportan complejidad estructural y funcional, además de contribuir a la riqueza específica del bosque. Son de especial interés las de rasgos funcionales distintos, que aumentan la resiliencia del bosque a las perturbaciones, e igualmente aquellas que proporcionan endromicrohàbitats escasos en el rodal y las que son productoras de bayas, núculas y otros frutos que diversifican la oferta trófica para la fauna fitófaga. Algunas especies que cumplen estos requisitos son los serbales (*Sorbus* ssp.), los arces (*un* spp.), el cerezo (*Prunus avium*), los fresnos (*Fraxinus* ssp.), los tilos (*Tilia* ssp.), el acebo (*Ilex aquifolium* L.), el avellano (*Corylus avellana* L.), los sauces (*Salix* ssp.), el álamo temblón (*Populus tremula* L.), el abedul (*Betula pendula* Roth.), el tejo (*Taxus baccata* L.), entre otros muchos árboles y arbolillos. Estos árboles pueden estar repartidos pie a pie o por grupos en el rodal o bien formar bosquetes monoespecíficos (figura 6).

Algunas especies acompañantes son **especies pioneras**, como el álamo temblón, los sauces y el abedul, que acostumbran a colonizar claros y bordes. Pero la mayoría son **especies nemorales**, es decir, tolerantes en mayor o menor grado a la sombra y suelen ser de crecimiento lento. Si el bosque es antiguo, van apareciendo e incorporándose lentamente en o bajo el dosel dominante. En los bosques monoespecíficos, la acción de poten-

ciar la mezcla de especias arbóreas favorece la diversidad de organismos.

Entre las especies acompañantes pueden encontrarse **especies arbóreas alóctonas**. Los árboles alóctonos de carácter no invasivo pueden ser extraídos del rodal cuando compiten o dificultan la regeneración de la vegetación autóctona. Sin embargo, pueden cumplir con funciones ecológicas remarcables que deben valorarse. Por ejemplo, los plátanos de grandes dimensiones pueden desarrollar microhábitats (cavidades) y contribuir, en las riberas, al sombreo del curso de agua. Por otro lado, su corteza desprendible no suele ser colonizada por epífitos y sus hojas de gran tamaño se descomponen más lentamente y pueden acumularse en los remansos de las masas de agua. Su gestión en un rodal debe sopesar estos aspectos durante la planificación de las actuaciones. En el caso de especies alóctonas invasoras, por su capacidad de propagación modifican sustancialmente los ecosistemas y, en consecuencia, es recomendable retirarlas y prevenir su propagación.

3.2.2 Biomasa viva: Área basimétrica y densidad de arbolado

El área basimétrica (G) es un parámetro de larga tradición en la gestión forestal. Se trata de una variable que describe a la vez la densidad de pies y su tamaño medio, a través de la suma del área de las secciones de los árboles a 1,3 m de altura. Su versatilidad radica en que es una variable fácil de medir o estimar (con relascopio, a través de los diámetros medidos en un inventario o por estimación pericial) y a la vez ofrece información sobre la biomasa del vuelo arbóreo, de su estado de desarrollo y competencia e incluso de su dinámica a través de la proporción de G entre especies o clases de tamaño, por ejemplo, o a través del control del stock y la mortalidad natural (cuadro 1).

El área basimétrica puede utilizarse como indicador directo de la diversidad ecológica de especies arboladas de un bosque o rodal (Chirici *et al.* 2023). Como variable indirecta puede relacionarse con la capacidad de un rodal para acoger especies asociadas a la cantidad de biomasa viva según la especie arbolada y a la madurez de la masa. En líneas generales, se establece una relación positiva entre el incremento de G de un rodal con la diversidad de distintos grupos taxonó-

Figura 6. Las especies acompañantes, como este ejemplar de *Taxus baccata* L., aportan complejidad estructural y funcional al bosque.

Cuadro 1.
Valores de Área basimétrica (G) para las formaciones mediterráneas

En los bosques mediterráneos del ámbito BIORGEST, la G llega hasta valores superiores a 60 m^2/ha en bosques densos de pino piñonero con quercíneas acompañantes o en los robledales más desarrollados.Como valores inferiores, siempre asumiendo cubierta completa, los encinares de rebrote con muchos pies pero pequeños o los pinares de pino carrasco en estado de monte bravo apenas superan los 12-16 m^2/ha. En general, los valores de G normalmente rondan los 25 a 40 m^2/ha. Se esperan valores menores en estaciones de calidad limitante (baja pluviometría, suelos pedregosos o muy delgados), así como en bosques gestionados con estructuras irregulares. En cambio, se esperan valores mayores en bosques gestionados con estructuras regulares y turnos largos así como en estaciones de buena calidad con presencia de especies de cierta complementariedad (diferentes temperamentos y sistemas radicales, por ejemplo) que ocupen al máximo el espacio de crecimiento. En una dinámica libre, el área basimétrica se acumula a lo largo del ciclo silvogenético, siendo máxima en las fases de exclusión y maduración y disminuyendo en la fase final (senescencia), por mortalidad de los árboles.

micos, por ejemplo, los coleópteros saproxílicos (Parisi *et al.* 2019). Por un lado, el incremento neto proporciona más superficie de sustrato para líquenes, briofitos y hongos. Por otro lado, en rodales maduros se ha establecido una correlación positiva de la G con la edad y el número de árboles vivos de grandes dimensiones (Burrascano *et al.* 2013), variables que se correlacionan con la capacidad de acogida de biodiversidad asociada a la madurez del bosque. Así, el área basimétrica concentrada en las clases diamétricas mayores se correlaciona mejor con la biodiversidad asociada a la madurez, que el área basimétrica total. Por ejemplo, la riqueza de aves en los rodales del LIFE BIORGEST se ha relacionado de forma estadísticamente significativa con el porcentaje de G de árboles de grandes dimensiones (Figura 7).

Las condiciones ecológicas de un bosque para acoger biodiversidad varían en función de la biomasa arbórea total, fácilmente cuantificable con el área basimétrica y la fracción de cabida cubierta. Un monte bajo o alto muy denso y generalmente con pies de los mismos tamaños (a partir de unos 1.000-2.000 pies/ha) no suelen agradar a las aves ocupantes del dosel y a las nidificantes en cavidades o a los murciélagos, en buena parte debido al exceso de recubrimiento que dificulta el vuelo y al predominio de árboles delgados, a menudo muy esbeltos por exceso de competencia, y sin cavidades. Por ejemplo, en el caso de los encinares, la reducción de G favorece a las aves y a los murciélagos arborícolas, a pesar de que a corto plazo no se incremente significativamente el grosor del fuste (Camprodon 2013, Guixé y Camprodon 2018). Por otro lado, grupos de regenerado avanzado o bosquetes con elevada densidad de árboles jóvenes, pueden ser encames para liebres, ungulados y carnívoros.

Bajas densidades de arbolado que comporten copas muy separadas

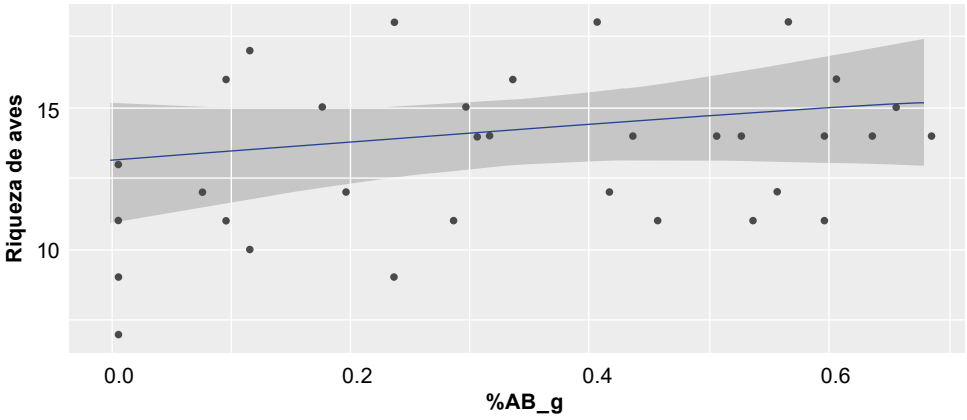


Figura 7. Relación entre la riqueza de aves nidificantes y el área basimétrica (G) encontrada en los rodales demostrativos del proyecto LIFE BIORGEST.

reducen la abundancia de especies arborícolas. En un estudio en encinares de rebrote en la comarca de la Garrotxa (Catalunya), con distribución diametral entre las clases 5 y 30 cm, las aves redujeron sus efectivos en densidades de arbolado inferiores a 300 pies/ha (Camprodon 2013). En pinares de pino silvestre, en términos generales, se puede establecer una densidad favorable para las aves en entre 300 y 600 pies/ha de árboles superiores a 30 cm de diámetro normal. Copas muy separadas reducen la disponibilidad de recursos tróficos y sustratos de cría, a la vez que aumentan el gasto energético de desplazamiento y el riesgo de depredación. Por otro lado, se ha observado una selección positiva de las aves arborícolas de las copas equilibradas, tangentes o separadas a pocos metros. Un buen ejemplo de esta selección son los reyezuelos (*Regulus* spp.), unos pequeños pájaros rebuscadores de insectos entre el follaje. En los inventarios llevados a cabo en los rodales demostrativos del proyecto Life BIORGEST dos años después de la ejecución de los trabajos (figura 8) se observan diferencias entre las formaciones forestales estudiadas pero no diferencias significativas entre los tratamientos.

3.2.3 Estratos verticales de vegetación

Para determinados grupos bioindicadores, como las aves, la estructura vertical de la vegetación puede ser un factor más determinante que la composición en especies leñosas (MacArthur y MacArthur 1961, Wilson 1974, Wiens 1989). Así, se establece una correlación positiva entre la riqueza y abundancia de aves y el perfil vertical de vegetación, con toda su complejidad de estratos.

En un estudio en encinares catalanes, los estratos seleccionados por las aves (Camprodon 2013) fueron la cobertura y la densidad del arbolado alto y del arbustivo bajo, este último entre 1 y 2 metros de altura, compuesto por brezos (*Erica* spp.), lentisco (*Pistacia*

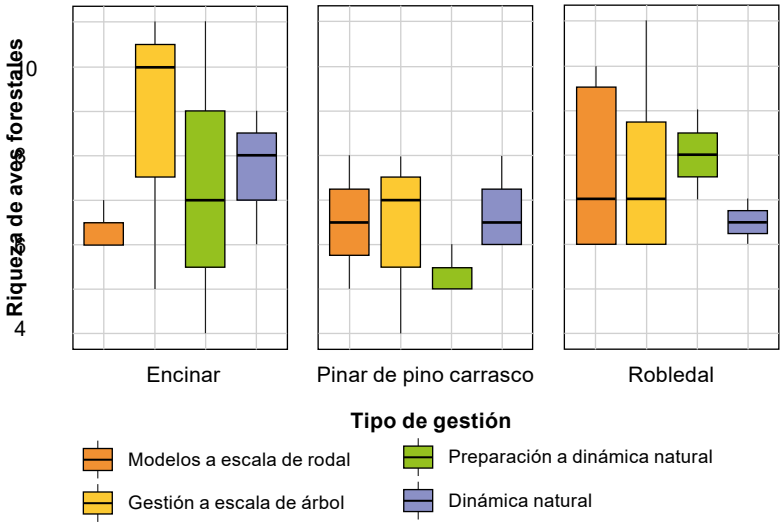


Figura 8. Riqueza media de aves nidificantes exclusivas de los bosques (especialistas forestales) por tipo de formación estudiada para el conjunto de rodales demostrativos del LIFE BIORGEST.

lentiscus L.), zarzaparrilla (*Smilax aspera* L.), durillo (*Viburnum lantana* L.), zarza (*Rubus ulmifolius* Schott.) y boj (*Buxus sempervirens* L.) como especies principales. El estrato arbustivo de porte más alto (generalmente entre 3 y 6 metros de altura), formado por arbustivas o arbolillos como el madroño (*Arbutus unedo* L.), el avellano (*Corylus avellana* L.), el espino blanco (*Crataegus monogyna* Jacq.), el cornejo (*Corendromicinea* L.), el acebo (*Ilex aquifolium* L.) y el saúco (*Sambucus nigra* L.), no fue seleccionado por las aves. Los recubrimientos discretos del arbustivo alto (< 15%), de gran interés intrínseco, probablemente no eran suficientemente significativos para tener una influencia en la selección del hábitat en este caso.

El **sotobosque**, entendido como el formado por especies de porte arbustivo (incluyendo los árboles de porte bajo), lianoide y herbáceo, puede ser muy abundante y diverso y es parte inherente de los bosques (figura 9). En la región mediterránea, los estratos arbustivos y de lianas cobran una relevancia diferencial con respecto a los bosques de frondosas centroeuropeos. Por lo general, si el dosel del bosque es muy cerrado, por ejemplo, en abetales, hayedos y encinares, el sotobosque es menos abundante y formado por especies tolerantes a la sombra, muy a menudo briófitos, líquenes y helechos (Ódor *et al.* 2013). Es sobre todo cuando el bosque está abierto o con muchos claros que el sotobosque, formado por especies más heliófilas, puede llegar a estar muy desarrollado, lo que, por otro lado, supone una mayor vulnerabilidad a desarrollar fuegos de copas de alta intensidad, por la continuidad y la carga de combustible. Actualmente, y cada vez más, también se reconoce el valor del sotobosque en cuanto a las diferentes funciones complementarias

Figura 9. El sotobosque y las enredaderas son beneficiosas para el ecosistema, ya que son refugio para muchas especies de fauna y suelen ser productoras de flores y frutos.

que ofrece: frenar procesos erosivos, sobre todo en espacios más abiertos, facilitar la polinización y dispersión de semillas de especies arboladas por atracción de la fauna, alto valor de biodiversidad florística, microhábitat para invertebrados y fuente básica de alimento directo (fitófagos) e indirecto (insectívoros y otros), refugio para la fauna vertebrada, etc. Un estudio de la influencia sobre las aves de los desbroces del sotobosque en encinares demostró una sensibilidad diferente según la dependencia del estrato arbustivo para criar y alimentarse (Camprodon y Brotons 2006). Las currucas (*Sylvia* spp.), aves estrechamente asociadas al estrato arbustivo, desaparecían o reducían sus efectivos a la mitad en coberturas inferiores al 40% del estrato arbustivo de altura superior a 1,5 m (Camprodon 2013). Con todo, los efectos de un desbroce o una quema prescrita son temporales y la comunidad vegetal se recupera en los años siguientes.

Los setos (*Rubus ulmifolius*, *Rubus caesius*, *Smilax aspera*, etc.), aunque pueden retrasar o incluso impedir la regeneración de especies arbóreas, pueden ser un elemento indispensable para frenar la erosión de un suelo desnudo. Por otra parte, los setos actúan de protectores de los brinzales contra la herbivoría, en caso de que germinen y progresen entre las plantas existentes. En acciones de restauración forestal pueden aprovecharse para proteger las plántulas del ganado y los ungulados salvajes, por ejemplo, en bosques mixtos con regenerado de tejo, muy ramoneado por los rumiantes (Camprodon *et al.* 2016). Además, no debe olvidarse que zarzas, zarzaparrillas y otras plantas espinosas son productoras de flores y frutos carnosos, fuente de alimento de insectos, aves y mamíferos.

Una mención especial merece **las madreselvas (*Lonicera* spp.) y la hiedra (*Hedera hélix* L.)**, que trepan

por el tronco de los árboles buscando la luz. Una costumbre muy común es cortarlas porque se consideran "parásitas", cuando en realidad están enraizadas al suelo. A menos que compitan de forma acusada con las copas de árboles de futuro, no merece la pena cortarlas. Por el contrario, proporcionan múltiples beneficios al ecosistema, pues son un refugio de primer orden para invertebrados, nidos y dormideros de aves, guaridas de carnívoros, etc. Sus flores son muy apreciadas por los polinizadores y sus frutos otoñales e invernales son fuente de alimento en una época de escasos recursos. Su capacidad de acogida para la biodiversidad puede ser muy superior al mismo árbol que les sirve de apoyo.

En condiciones de dinámica natural la **regeneración del arbolado** suele darse en pequeños claros que aportan una riqueza específica y una complejidad estructural diferencial. El claro se puede generar fruto de la caída de uno o varios árboles y dependiendo de su tamaño pueden entrar especies más o menos tolerantes a la sombra. En un bosque cerrado, cuanto más tolerante a la sombra sea una especie, más tiempo podrá permanecer a la espera de que se den las condiciones favorables y más oportunidades tendrá de sobrevivir e incorporarse al dosel. Durante este proceso la heterogeneidad vertical irá aumentando. Dentro de este grupo de especies, las arbóreas acompañantes pueden desempeñar un papel muy destacado. El **subvuelo de frondosas** (por ejemplo, robles) en rodales de pinos mediterráneos aumenta la diversidad de escarabajos saproxílicos (Buse *et al.* 2010).

3.2.4 Número de clases diamétricas y árboles grandes

El tamaño de los árboles se suele analizar en primera instancia a través del diámetro normal (el medido a 1,3 m del suelo). A su vez, para trabajar de manera agrupada con los diámetros de todos los árboles se utilizan las clases diamétricas (CD), que son agrupaciones de 5 en 5 cm. Por ejemplo, la clase diamétrica 25 agrupa a los árboles con diámetro normal comprendido entre 22,5 cm y 27,5 cm. Respecto a las clases diamétricas, se suelen establecer varios indicadores, principalmente el número de clases diamétricas presentes, la densidad de pies por cada clase diamétrica, la proporción de cada clase respecto a la densidad total y a la de las clases menores y mayores y la máxima clase diamétrica.

El **número de clases diamétricas** puede tomarse como un indicador de la complejidad y naturalidad del bosque y su capacidad de acogida de biodiversidad. Las clases diametrales menores y medias contribuyen en gran medida al mantenimiento del microclima nemoral o de interior del bosque. La presencia de amplios mantos de briófitos y líquenes epífitos, de lento crecimiento y muy fotosensibles, puede interpretarse como indicadora de una continuidad de condiciones nemorales prolongadas en el tiempo (EUROPARC-España 2020). Grupos de regenerado avanzado o de clases diametrales inferiores constituyen refugios para la gran fauna (por ejemplo, los ungulados). A su vez, las clases mayores, en especial cuando corresponden a árboles viejos, forman y acumulan la mayor parte de microhábitats necesarios para organismos especiali-

zados, cuya diversidad se incrementa con la madurez del bosque.

El número de clases diamétricas se incrementa a lo largo del ciclo silvogenético y es máximo en las etapas más maduras del bosque, a lo largo del cual se van acumulando perturbaciones estocásticas de baja intensidad y, en fases muy avanzadas, arbolado que se acerca a su límite de longevidad. En las etapas de madurez la caída de un árbol de gran tamaño permite la incorporación de una nueva cohorte, con lo que crecen árboles jóvenes de tamaño pequeño y mediano, a la vez que se mantienen pies de gran tamaño (figura 10). Un bosque joven se caracteriza por un número reducido de clases diamétricas y con una distribución j-invertida, bimodal o más o menos uniforme. A medida que el bosque va creciendo el número de clases va aumentando y se va reduciendo la proporción de pies de las clases inferiores.

Los árboles vivos de grandes dimensiones son los que han alcanzado un diámetro de tronco considerable, aunque el tamaño mínimo para que un árbol sea considerado dentro de esta categoría varía según la especie, la climatología y la calidad de estación. Los árboles de gran tamaño se acercan — o ya han alcanzado — la altura máxima posible de acuerdo con la calidad de estación, y suelen formar parte del estrato dominante.

Figura 10. En las etapas maduras del bosque el número de clases diamétricas se incrementa, puesto que coexisten árboles viejos con clases diamétricas inferiores y regenerado avanzado.

El incremento en madurez del arbolado comporta una biodiversidad proporcionalmente más elevada, a partir de fases del ciclo relativamente avanzadas (figura 11). La escasez de árboles de un cierto tamaño (superiores a 30 cm de diámetro normal) resulta crítica para las especies más exigentes como, por ejemplo, los líquenes y briófitos epífitos (Ódor *et al.* 2013, Larrieu *et al.* 2019) y las aves que nidifican en cavidades en tronco, tales como el picamaderos negro (*Dryocopus martius*) y el trepador azul (*Sitta europaea*) (Camprodon 2013).

Los árboles más viejos acostumbran a acumular más biomasa leñosa, aunque su crecimiento con respecto a los vecinos depende de la calidad de la microestación ecológica. A lo largo del proceso de envejecimiento, los árboles amplían en diámetro sus copas, con el permiso de los vecinos codominantes, y pierden densidad de follaje, dejando entrar más luz en el sotobosque. Estos árboles en declive (menos densidad de copa y con algunas partes muertas) pueden mantenerse vivos durante décadas, y mientras esto ocurre pueden ir generando dendromicrohàbitats (ver apartado 3.2.6), mientras otros van desapareciendo. Esta dinámica permite el mantenimiento continuo de dendromicrohàbitats, a escalas temporales muy largas, que cobijan poblaciones estables de todo un conjunto de especies que a menudo son raras y amenazadas, precisamente por la falta de árboles veteranos y de la madera muerta de medianas y grandes dimensiones que estos van generando.

En la última fase, cuando el árbol cae, continúa proporcionando dendromicrohàbitats. La longevidad varía según la especie, entre los más longevos figuran el pino laricio, la encina y los robles, superados de largo por el tejo. Con estas especies leñosas, las características de madurez del rodal pueden permanecer durante más tiempo.

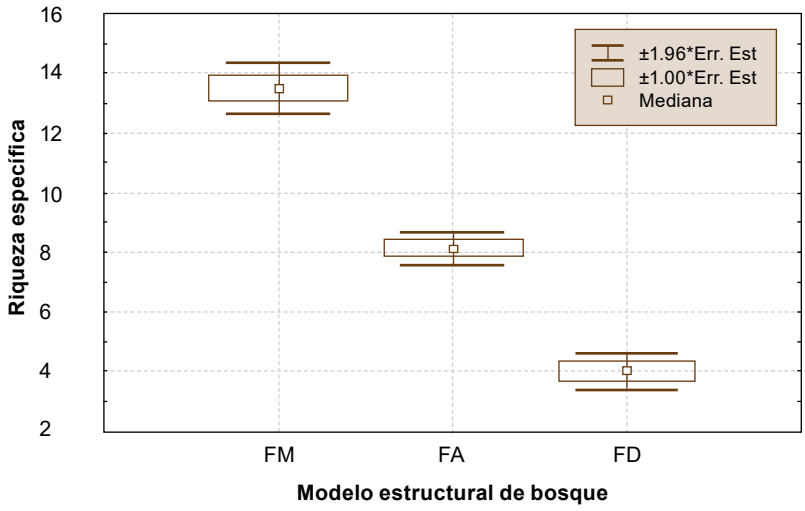


Figura 11. Relación entre la riqueza media de aves nifificantes y el desarrollo del arbolado para las diferentes formaciones estudiadas en el proyecto LIFE BIORGEST.

La cantidad de árboles excepcionales a mantener dependerá de la compatibilidad con otros objetivos, pero la presencia de pocos árboles con estas características es ya un valor añadido muy relevante para favorecer la conservación de la biodiversidad.

3.2.5 Madera muerta

La hojarasca y la madera muerta, cualquiera que sea su tamaño, tiene importantes funciones ecológicas. Puede reducir la erosión y es clave en el desarrollo del suelo, almacena nutrientes y agua que pueden quedar a disposición de la vegetación viva, encama semillas para su germinación y es un hábitat esencial para descomponedores y heterótrofos (Ausmus 1977, Harmon *et al.* 1986, Franklin *et al.* 1987, Kirby y Drake 1993, Samuelsson *et al.* 1994, McMinn y Crossley 1996, McCombe y Lindenmayer 1999). Su incorporación paulatina en el ecosistema garantiza la retención y reciclaje continuo de nutrientes, y la materia orgánica que se va incorporando al suelo mejora sus propiedades fisicoquímicas, la capacidad de intercambio catiónico, la estructura y la capacidad de retención de agua. Dada la escala temporal a la que evolucionan los suelos, en términos de gestión de ecosistemas se considera un recurso no renovable, por lo que, en un contexto de cambio climático y global, es prioritario mantener el suelo con la menor alteración posible para que todas estas propiedades persistan e incluso mejoren, aunque muy lentamente.

La disponibilidad de madera muerta en los bosques depende de los siguientes factores (Samuelsson 1994): i) la productividad del ecosistema; ii) el régimen de perturbaciones naturales (intensidad, frecuencia y antigüedad), mayor en zonas expuestas a las tormentas y a los incendios; iii) el régimen de aprovechamientos (intensidad, frecuencia y antigüedad) y la costumbre seguida con respecto a si se deja la madera muerta en el monte o se retira.

La madera muerta es esencial para una gran variedad de organismos, llamados saproxílicos (en su mayoría hongos y coleópteros), que dependen de la madera muerta o moribunda de árboles decrépitos o muertos durante una parte de su ciclo de vida (Speight 1989). Los organismos saproxílicos representan una parte considerable de la biodiversidad forestal, pues se calcula que por lo menos un cuarto de la biodiversidad de los bosques está asociada a la madera muerta (Bobiec *et al.* 2005, Stokland *et al.* 2012). Tanto en pie como en el suelo, es la base de una gran y compleja red trófica, que permite la sucesión de procesos ecológicos en continuo e incrementa la resiliencia frente a episodios catastróficos y cambios globales (figura 12). Por ejemplo, es indispensable para la supervivencia de muchas especies de hongos (*Armillaria*, *Polyporus*, *Trametes*, *Pholiota*, *Hypholoma*, *Xylaria*, etc.), algunos briófitos e innumerables insectos de la madera.

Entre los insectos xilófagos figuran especies escasas, raras o amenazadas, como *Rosalía alpina* u *Osmoderma eremita*, cuyo ciclo vital depende de distintos estadios de descomposición de la madera (Rauh y Schmitt 1991). A pesar de que la madera muerta de pequeño tamaño ya es colonizada por biota (como son líquenes y hongos

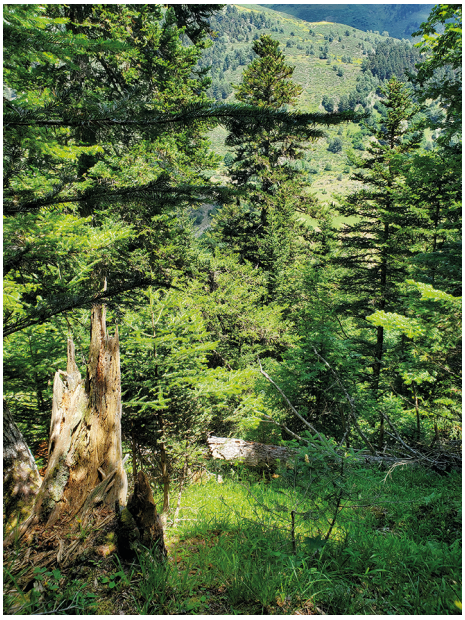


Figura 12. La madera muerta en pie y en el suelo, especialmente la de gran tamaño, es la base de una gran cadena trófica.

afiloforales), la riqueza y abundancia taxonómica y funcional se incrementa con el volumen por pieza. Por ejemplo, los árboles decrépitos o muertos en pie de tamaño medio y grande (a partir de 20-30 cm de diámetro normal, pero sobre todo a partir de unos 35 cm) forman cavidades debajo de la corteza, y el tronco es excavado por los pícidos, proporcionando refugio para aves, murciélagos y otra fauna (Remm *et al.* 2006, Camprodon et al. 2007, Guixé y Camprodon 2018).

Son muchos los factores que afectan a la diversidad de organismos saproxílicos, entre ellos la calidad y la cantidad de madera muerta o la disponibilidad de microhábitats donde desarrollarse, como oquedades y heridas en árboles vivos (Jonsell *et al.* 1998, Rotheray y MacGowan 2000), características que se incrementan con la madurez del bosque. Por esta razón, no es de extrañar que los bosques maduros atesoren más riqueza y abundancia de especies (Martikainen *et al.* 2000). Por ejemplo, los rodales con mayor heterogeneidad de oquedades en los bosques mediterráneos del Parque Nacional de Cabañeros resultaron ser los más diversos en coleópteros y sírfidos saproxílicos, coincidiendo con bosques no manejados en la actualidad y, en ocasiones, con un menor grado de intervención en el pasado (Micó *et al.* 2013).

La carencia de madera muerta de calidad adecuada en muchos bosques jóvenes y premaduros comporta que los organismos asociados sean raros o ausentes. La calidad de la madera muerta se determina por: i) las dimensiones del tronco individual (especialmente piezas de mediano y/o gran tamaño); ii) la exposición a la luz solar y el estado de descomposición (Jonsell *et al.* 1998, Ranius y Jansson 2000, Schiegg, 2000, Hammond *et al.*, 2004, Jacobs *et al.* 2007), desde pies decrépitos con parte de fuste y del ramaje muerto, árboles muertos en pie hasta tocones y madera tumbada prácticamente descompuesta y que ha formado un mantillo de humus; iii) la diversidad de especies arbóreas y la continuidad temporal y espacial (Berglund y Jonsson 2005, Bouget y Duelli 2004, Ranius *et al.,* 2008). La calidad de la madera muerta a escala de rodal es un factor probablemente más importante y mejor bioindicador que la cantidad por sí sola (Brin *et al.* 2009, Laussace *et al.* 2011). Por otro lado, la composición del paisaje circundante

también influye en la abundancia de especies saproxílicas (Økland *et al.* 1996), al intervenir en su capacidad de acogida y dispersión.

La humedad ambiental es un factor clave para que la madera muerta sea colonizada por biota. En bosques de pino laricio, la madera muerta en umbría tenía un grado de descomposición significativamente mayor y era colonizada más fácilmente por briófitos, hongos e invertebrados saproxílicos, que la madera muerta del mismo volumen emplazada en solanas, de descomposición difícil y muy lenta (Camprodon *et al.* 2018). Sin embargo, la madera muerta con un lento proceso de descomposición es un sustrato perdurable en el tiempo: una estaca firme en pie con viejos nidos de pícido proporciona refugio durante años a aves, murciélagos y otros organismos (Cadieux *et al.* 2023). Una misma cavidad puede ser utilizada a lo largo de un año, por ejemplo, para la cría de una pareja de herrerillos en primavera, luego la cría del lirón gris en verano, el apareamiento de los nóctulos en otoño y la invernada de artrópodos.

Las abejas solitarias y los sírfidos (dípteros con aspecto de avispa), cruciales en la polinización, se refugian y reproducen en los pequeños orificios de emergencia de coleópteros saproxílicos y su presencia dependerá de la abundancia de madera muerta adecuada (Reemer 2005, Rotheray *et al.* 2009). Al respecto, se establece una estrecha relación entre las plantas en flor de los claros de un bosque y los polinizadores. Una estaca o un gran tronco tumbado cerca de un claro facilitan la polinización, de tal forma que la ausencia de madera muerta de gran tamaño cercana (del orden de unas decenas a pocos centenares de metros) disminuye la eficacia de la polinización de los claros de bosque y de los prados limítrofes con el bosque. En ríos y arroyos, la madera muerta en la ribera y el cauce incrementa la rugosidad hidráulica durante las crecidas que inundan la vegetación riparia y estructuran los mesohábitats del canal, con la formación de charcas e islas fluviales, retención de sedimentos, etc. (Opperman *et al.* 2008). Son sustrato para los invertebrados acuáticos y terrestres y refugio para los peces y vertebrados semiacuáticos, como la rata de agua yuna nutria.

Por estas razones, el volumen de madera muerta en pie y tumbada para diferentes tipos de bosques es uno de los criterios de los Indicadores Paneuropeos para la Gestión Forestal Sostenible (MCPFE 2003). La fauna saproxílica que habita la madera muerta que se produce de forma ordinaria es necesaria para el reequilibrio entre la proporción de madera muerta y viva en circunstancias excepcionales, como una tormenta o un incendio, pues la presencia de los descomponedores primarios de la madera (en especial coleópteros saproxílicos) es esencial para asegurar una rápida tasa de descomposición de la madera muerta fina y gruesa que se produce en gran cantidad en estas circunstancias (figura 13). Sin ellos, las primeras etapas de descomposición serían lentas, con lo cual se acumularían los restos vegetales finos y gruesos durante más tiempo. Cuando ésta es

Figura 13. Los organismos saproxílicos aceleran la descomposición de la madera muerta, lo que facilita la reincorporación de nutrientes al suelo.

escasa, la generación de madera de distintas tipologías y de distintas especies (especies dominantes y frondosas acompañantes o del subvuelo) permite aumentar la abundancia y riqueza de organismos saproxílicos, incluida la procedente de quemas prescritas (Gösner 2016, Roth *et al.* 2018, Sandström 2019).

3.2.6 Dendromicrohàbitats

Un dendromicrohábitat es una singularidad morfológica localizada en un árbol y útil para especies a veces altamente especializadas, al menos durante parte de su ciclo vital (Bütler *et al.* 2020). Constituyen refugios, lugares de reproducción, hibernación y la nutrición crucial para miles de especies, entre microrganismos, flora, hongos y fauna. Los árboles vivos con microhábitats suelen ser árboles de gran tamaño, aunque no tienen porqué tener un tamaño excepcional (por ejemplo,

Figura 14. Algunos dendromicrohábitats necesitan periodos de tiempo largo (80-100 años) para formarse. La cadena trófica asociada a la materia orgánica de un dendrotelmo se va enriqueciendo a lo largo del tiempo por la sucesión de especies y por su compleja red de interacciones.

encinas, robles o acebos del estrato subordinado). Son clave como sustrato actual y futuro de multitud de grupos taxonómicos (en especial de invertebrados). Por lo tanto, favorecen y mantienen ciertos procesos ecológicos (descomposición, fitofagia, depredación, mutualismo, etc.) a partir de una compleja red de interacciones entre especies (figura 14). Los microhábitats son escasos o están casi ausentes en los bosques jóvenes y aumentan con la edad y las dimensiones de los árboles.

Los árboles viejos y senescentes son extremadamente importantes para las especies saproxílicas, puesto que son la mayor fuente de una gran variedad de dendromicrohábitats (Speight 1989, Winter y Möller 2008). Esta fase de senescencia, si la especie tiene una longevidad elevada, puede durar mucho tiempo (desde varias décadas hasta algún centenar de años). Una vez muerto en pie, todavía siguen siendo una fuente de microhábitats durante algunas décadas más, dependiendo de las condiciones climáticas. Una elevada longevidad está asociada a mecanismos de defensa química y a un lento crecimiento que genera una madera muy densa de difícil descomposición. Otras propiedades como el contenido de resina (caso de una conífera) o una elevada proporción de duramen incrementan esta baja tasa de descomposición (Niemelä *et al.* 2002).

Existe una gran variedad de dendromicrohábitats que cobijan y alimentan una inmensa diversidad biológica asociada. La guía de dendromicrohábitats para bosques europeos de Bütler *et al.* (2020) ofrece la clasificación siguiente (figura 15).

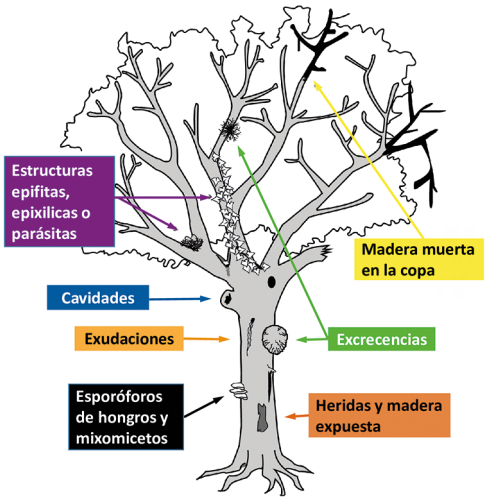


Figura 15. Clasificación de los 7 grupos de microhàbitats principales. Los dendromicrohábitats son esenciales para el refugio de numerosos organismos, para su cria, hibernación o alimento. (Fuente: Bütler *et al.,* 2020).

1. Estructuras epífitas, epixílicas o parasitarias. Incluye plantas vasculares, musgos o líquenes, utilizando el árbol principalmente como soporte; nidos en copa de vertebrados; nidos de invertebrados en una parte de la corteza o dentro de una cavidad; microsuelos resultante de la humificación de materia orgánica en descomposición de ramitas, hojas, corteza o musgo.
2. Carpóforos de hongos xilófagos (anuales y plurianuales) y plasmodios de mixomicetos.
3. Cavidades autogénicas o excavadas por pícidos y orificios y galerías de insectos.
4. Madera muerta en la copa del árbol.
5. Exudados: flujos activos de savia o resina.
6. Excrecencias: crecimientos provocados por una reacción del árbol a la luz o al ataque de bacterias, hongos o virus.
7. Heridas en el tronco que exponen la albura y/o el duramen.

Los pájaros carpinteros son proveedores de microhábitats para otras aves, murciélagos y otra fauna que cría y se refugia en cavidades. El picamaderos negro, por su corpulencia, perfora los nidos habitualmente en madera viva de pino o frondosa, aunque también aprovecha los árboles muertos, habitualmente a partir de 35 cm de diámetro normal (Camprodon *et al.* 2007). Los estudios realizados con el emplazamiento de cajas refugio en hayedos catalanes (Camprodon *et al.* 2008, Guixé y Camprodon 2018) demostraron cómo la disponibilidad de cavidades adaptadas a los requerimientos de cada especie es un factor influyente en la selección del sustrato de nidificación por parte de aves y murciélagos, y condiciona localmente su abundancia. No todas las cavidades de un bosque son ocupadas de forma simultánea por la fauna vertebrada. Sin embargo, es importante una cantidad elevada y bien repartida por el rodal, ya que la ocupación de una u otra cavidad por determinada especie cambia de una estación de cría a otra o, en el caso de los murciélagos arborícolas, a los pocos días.

Cuando los dendromicrohábitats del mismo tipo son numerosos, y dado que su vida útil es limitada, es más fácil que se colonicen nuevos dendromicrohábitats por parte de los organismos asociados (Bütler *et al.* 2020). Para una especie en particular o para grupo funcional de especies puede establecerse un umbral o punto de inflexión en la disponibilidad de dendromicrohábitats (por ejemplo, cavidades para aves territoriales que no pueden excavarlas) a partir del cual la abundancia de la especie o especies no se incrementa, ya que intervienen otros factores como la competencia o la disponibilidad de alimento. No obstante, también debe tenerse en cuenta que las cavidades, fuera de los bosques más maduros, acostumbran a ser un recurso muy escaso y con fecha de caducidad, con lo cual la capacidad del bosque para la provisión de nuevas cavidades es un factor clave.

Aquellos dendromicrohábitats más raros son los que pueden mantener las poblaciones de las especies más amenazadas y raras, entre las que figuran coleópteros saproxílicos. El hecho de

que determinados microhábitats sean escasos es por la falta tiempo para que se puedan generar (por ejemplo, cavidades suficientemente grandes para cobijar aves y mamíferos) o porque se generan con relativa facilidad, son más efímeros, caso de los nidos en copa de aves y roedores, reutilizados por otras especies.

3.2.7 Espacios abiertos con especies florícolas

La diversidad de plantas vasculares florícolas (fanerógamas) heliófilas o de media luz de un bosque se incrementa significativamente con la apertura de claros naturales (por decaimiento y muerte de un grupo de árboles vivos o de un árbol vivo grande). Si el claro es lo bastante grande puede favorecer la regeneración del arbolado, y si este prospera acaba por desplazar a las especies florícolas pioneras. Estas especies también se desarrollan a lo largo de los bordes o ecotonos de los bosques. A menudo llegan a dominar especies arbustivas (figura 16), muchas de ellas espinosas y productoras de fruto carnoso, como el majuelo (*Crataegus monogyna*), el endrino (*Prunus spinosa*), rosales (*Rosa* ssp.) o las zarzas (*Rubus* ssp.). La composición arbustiva y herbácea de los claros y bordes varía según sean bosques centroeuropeos, mediterráneos o boreo-alpinos.

Especies de la fauna forestal y saproxílica requieren espacios abiertos y soleados en algún momento de su ciclo de vida. Por ejemplo, hay muchas especies de coleópteros saproxílicos que, en su fase adulta, se alimentan del néctar y polen de flores. A escala de rodal, la superficie de espacios abiertos tiene que ser suficiente para mantener poblaciones viables de esas especies, pero no puede ser tan elevada como para que se pierdan las propiedades típicas

Figura 16. Los espacios abiertos permiten la presencia de especies arbustivas productoras de flores y frutos.

de un bosque cerrado en términos de radiación, temperatura y humedad que comprometerían la biodiversidad asociada. La persistencia de los claros se mantiene gracias a la acción de pastoreo de ungulados domésticos y/o silvestres o por suelos esqueléticos y plantas cespitosas que dificultan la regeneración generalizada del arbolado.

3.3 El factor temporal: épocas críticas para la fauna

La temporalidad en la realización de determinadas actividades en el entorno debe evitar en la medida de lo posible su afectación sobre las poblaciones y comunidades de organismos de interés y de especies amenazadas.

La época más crítica para la fauna corresponde habitualmente con la reproducción. La época de cría varía en cada grupo taxonómico, según su biología reproductiva y la zona geográfica (gradientes latitudinal y altitudinal). A su vez, hay especies tolerantes a la frecuentación humana y a la modificación moderada del hábitat y otras más o menos sensibles. Las aves son un grupo especialmente sensible, teniendo en cuenta que es muy diversificado y que ubica sus nidos y se alimenta y refugia a lo largo de todo el gradiente estructural del bosque. En los ambientes mediterráneos la cría de las aves comienza ya en marzo para algunas especies, mientras que en ambientes de alta montaña empieza más tarde, entrada la primavera, una vez retiradas las nieves.

Esta variedad de situaciones complica establecer un período hábil para realizar actividades forestales y recreativas (por ejemplo, senderismo, recolección de setas, carreras de montaña, deportes de invierno), de modo que interfieran lo menos posible con la fauna. Sin embargo, en líneas generales, para la mayoría de las aves, este período se puede extender desde marzo a julio, siendo el período más crítico en los meses de abril a junio en hábitats mediterráneos y centroeuropeos, a retrasar hasta finales de julio en hábitats subalpinos y alpinos (Camprodon 2013).

Para grupos taxonómicos que dependen de microhábitats determinados, como la madera muerta y las cavidades, puede ser suficiente conservar los microhábitats o bien evitar la frecuentación de sus refugios como, por ejemplo, las cuevas con murciélagos.

Capítulo 4

INTEGRACIÓN DE CRITERIOS DE CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN LA ORDENACIÓN FORESTAL

4. INTEGRACIÓN DE CRITERIOS DE CONSERVACIÓN Y RESTAURACIÓN DE LA BIODIVERSIDAD EN LA ORDENACIÓN FORESTAL

En este capítulo y el siguiente se resume la propuesta desarrollada y testada en el marco del proyecto BIORGEST, para **mejorar la contribución de la planificación y la gestión forestal a la conservación de la biodiversidad de los bosques mediterráneos** dando, así, cumplimiento a los objetivos de la Estrategia de Biodiversidad y Patrimonio Natural de Catalunya, a los objetivos de la Red Natura 2000 y a la Estrategia Forestal Europea, así como a la futura Ley de Restauración de la Naturaleza, que se aprobará en breve.

Esta tarea puede abordarse tanto desde la planificación forestal, a escala de monte o macizo, como desde la gestión forestal, a escala de rodal (capítulo 5). Puesto que la escala de trabajo más operativa es la de rodal, es en este nivel de detalle donde más se ha incidido en el proyecto BIORGEST, y subsidiariamente se ha abordado la escala de finca, a través de la figura del Instrumento de Ordenación Forestal (IOF) como herramienta de planificación de las actuaciones silvícolas en los rodales.

El propósito final es contribuir, mediante la gestión forestal, al objetivo compartido de conservar y recuperar la diversidad global de especies presente en los bosques mediterráneos (animales, vegetales, hongos) para conseguir una mejora estructural y funcional del ecosistema.

Con ello se esperaría, también:

- Aumentar la resiliencia de los bosques mediterráneos ante los efectos del cambio climático. Hay que tener en cuenta que la vulnerabilidad a incendios y al cambio climático son las principales presiones sobre la biodiversidad forestal identificadas para estos bosques.

- Mejorar el estado de conservación de los hábitats forestales mediterráneos de interés comunitario.

No se trata, pues, de recomendaciones directas de gestión para la conservación de especies amenazadas o protegidas, sino de **integrar el fomento de la biodiversidad de forma explícita en las decisiones de gestión forestal** que toman gestores y personas o instituciones propietarias de montes, en su día a día, lo cuál, indirectamente, también tendrá consecuencias positivas para las especies y hábitats protegidos.

Figura 1. Los Instrumentos de Ordenación Forestal deben incluir medidas de conservación de la biodiversidad, a partir de un diagnóstico tanto a nivel de rodal como a escala de paisaje.

4.1 Dos estrategias combinadas para la conservación y mejora de la biodiversidad global

El fomento y conservación de la biodiversidad forestal se plantea a partir de la combinación de dos estrategias de gestión que pueden aplicarse a diferentes escalas:

- La **estrategia de segregación de objetivos:** propone establecer rodales para los cuales se define un objetivo exclusivo de gestión. Cuando este objetivo es la conservación de la biodiversidad, suele aplicarse a aquellos bosques más cercanos a la madurez o aquellos en zonas más remotas, que se gestionan como "reservas forestales" o **bosques a evolución libre**, sin (o con poca) intervención humana y en los cuales se excluye el objetivo productivo. Segregar rodales con un objetivo principal de conservación de la biodiversidad es necesario para determinadas especies, propias de bosques maduros o muy sensibles a cambios en sus hábitats, para aumentar su resiliencia y para generar conocimiento sobre las dinámicas a evolución libre del bosque. Igualmente, pueden segregarse rodales o zonas con objetivos exclusivos de producción sostenible, como sería el caso de las plan-

taciones productivas con especies de crecimiento rápido, u objetivos de prevención de incendios, en el caso de los Puntos Estratégicos de Gestión (PEG). Que a un bosque se le otorgue un objetivo de gestión exclusivo no excluye que pueda generar otras funciones igualmente importantes. La reserva de bosques de alto valor ecológico es coherente con la *Nueva Estrategia de la UE en favor de los Bosques para 2030* (ver Cuadro 1). Los valores ecológicos que albergan estos rodales también se benefician de una regulación de usos y actividades con impacto potencial tanto en la matriz adyacente como en el propio interior de la masa, como pueden ser la ganadería, las actividades agrícolas, la recolección de plantas y hongos silvestres, el uso público y recreativo y también las actividades técnicas y científicas.

- La **estrategia de integración de objetivos:** prevé la aplicación de una **gestión forestal multifuncional** dirigida activamente a la producción sostenible de varios bienes y servicios, entre los que esté, de manera explícita, la conservación y mejora de la biodiversidad. La integración se puede dar en un gradiente variable, según la prioridad que se otorgue a cada uno de los objetivos y las posibilidades de compatibilización entre estos. Integrar el objetivo de conservación de

Los bosques que ocupan la extensa matriz en la que se insertan los pocos "rodales maduros" existentes, desempeñan un papel clave en la conservación de la biodiversidad global por la gran superficie que ocupan y por su función como corredores biológicos.

Cuadro 1.
Protección de los últimos bosques primarios y maduros de la UE

"Para dejar un espacio en el que la naturaleza pueda prosperar, la Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad de aquí a 2030 ha propuesto un objetivo general de proteger, al menos, el 30% de la superficie terrestre de la UE sujeta a un régimen de gestión eficaz, el 10% de la cual debe estar bajo una protección jurídica estricta. Los ecosistemas forestales deberán contribuir a este objetivo."

"En particular, todos los bosques primarios y maduros deberán estar estrictamente protegidos. Se estima que su cubierta es solo de un 3% de la zona boscosa de la UE, y las parcelas suelen ser pequeñas y estar fragmentadas. Los bosques primarios y maduros no solo figuran entre los ecosistemas forestales más ricos de la UE, sino que almacenan importantes reservas de carbono y también eliminan carbono de la atmósfera, además de ser de suma importancia para la biodiversidad y la prestación de servicios ecosistémicos fundamentales."

Extracto de la Nueva Estrategia de la UE en favor de los Bosques para 2030.

la biodiversidad en la gestión multifuncional, es necesario y efectivo para conservar la amplia mayoría de especies y nos llevará más lejos en nuestros objetivos de conservación ya que permite un mayor impacto a escala de paisaje: Si las especies comunes están representadas en amplias zonas, las redes tróficas serán más complejas. La integración de objetivos en un mismo rodal busca optimizar, mediante una gestión específica, otras funciones igualmente prioritarias, como la producción de materiales y bienes o la protección ante incendios.

Aunque en este documento nos centremos en la escala de rodal, esta aproximación puede aplicarse a diferentes escalas, incluida la escala de monte, paisaje o región, y ha sido extensamente desarrollada a escala europea en el marco de la Red Integrate (Kraus y Krumm 2013, Krumm y Schultz, 2020).

La propuesta de combinación de estrategias se basa, por un lado, en la idea que disponer de rodales que estén en las fases más avanzadas del ciclo silvogenético es imprescindible tanto para el objetivo de aumentar la resiliencia de los bosques, como para conseguir un estado de conservación favorable de los hábitats forestales mediterráneos. Por otro lado, está la idea que los bosques que ocupan la extensa matriz en la que se insertan estos pocos “rodales maduros” desempeñan un papel clave en la conservación de la biodiversidad global por la gran superficie que ocupan y por su función como corredores biológicos. Por ello, hay que garantizar que estos bosques matriciales cumplen su papel de corredor, e incluso potenciarlo, dado el contexto actual de cambio climático, aunque éstos se gestionen con otros objetivos preferentes como puede ser la producción de madera o la prevención de incendios (Mauser 2020), o no se gestionen, fomentando su gestión dentro de este marco conceptual.

Así, las poblaciones de especies asociadas a la madurez que se concentran en bosques maduros pueden conectarse mediante **la restauración activa de elementos estructurales clave en la matriz forestal** donde estos elementos están escasamente representados y cuya biomasa arbolada permita regenerarlos (figura 2, Lachat y Bütler 2007).

El propósito final es aplicar una combinación de estrategias que garanticen que se dan todos los estadios de sucesión a escala de paisaje, en una configuración tal que permita la coexistencia de la mayoría de las especies, de manera continua en el tiempo. Dado que el bosque es dinámico y que, a medio - largo plazo, está configuración variará en el espacio, hay que asegurar que se mantienen todos los estadios de sucesión, especialmente teniendo en cuenta la dinámica de cambios acelerados que se derivarán del cambio climático.

El propósito final es aplicar una combinación de estrategias que garanticen que se dan todos los estadios de sucesión a escala de paisaje, en una configuración tal que permita la coexistencia de la mayoría de las especies, de manera continua en el tiempo.

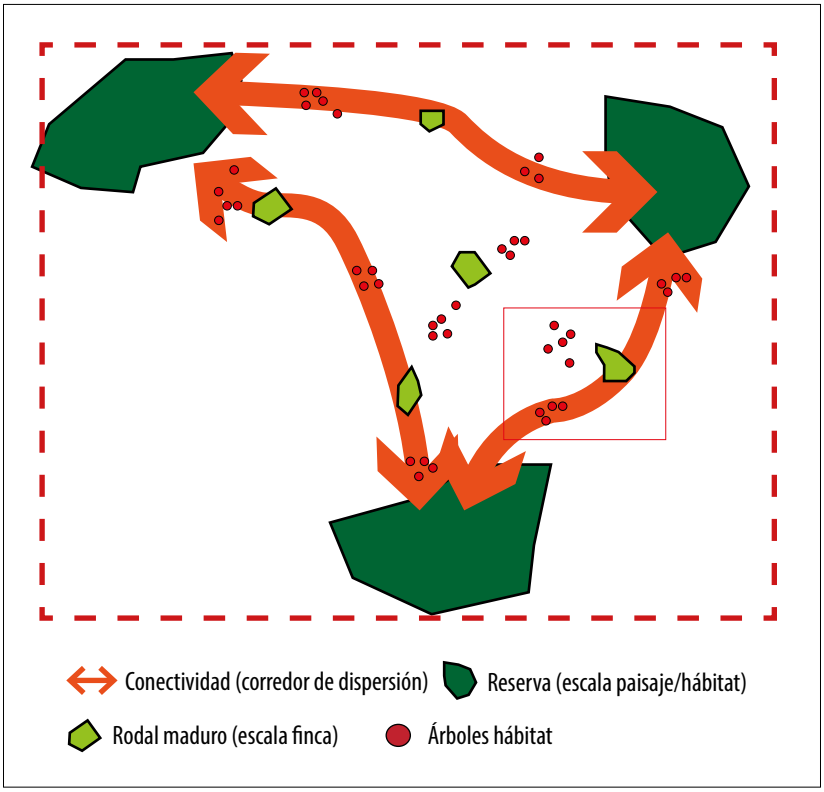


Figura 2. Representación esquemática de una red funcional de elementos de bosques maduros en un monte: los grandes rodales de reserva (> 10 ha) están interconectados a través de pequeños rodales maduros de 1-5 ha y viejos árboles individuales o en pequeños grupos. Áreas con alta densidad de árboles hábitat pueden formar corredores biológicos. Para el diseño de una buena matriz funcional es bueno cruzar la información de estructura forestal y objetivos productivos con la información sobre la distribución de especies con alto interés de conservación. Fuente: Adaptado de Lachat y Bütler (2007).

4.2 Adaptación a la situación de los bosques mediterráneos

La situación actual de los bosques mediterráneos presenta desafíos significativos. Como se ha detallado en capítulos anteriores, muchas áreas de la cuenca mediterránea experimentan una proliferación de bosques jóvenes, resultado del abandono rural, una gestión insuficiente y la supresión del fuego natural. Aunque estos bosques jóvenes contribuyen a la regeneración del bosque, también generan un paisaje homogéneo y aumentan el riesgo de incendios forestales descontrolados, amenazando la diversidad bioló-

gica y la salud general del ecosistema. Por otro lado, los bosques mediterráneos, presentan una escasez notable de rodales maduros, disminuyendo la diversidad estructural y funcional del ecosistema, y afectando negativamente a numerosas especies de flora y fauna que dependen de hábitats más antiguos y complejos.

La gestión forestal sostenible de los bosques mediterráneos es crucial para abordar estos problemas. La implementación de prácticas de fomento de la biodiversidad, la gestión del combustible forestal, e, incluso, la reintroducción controlada del fuego son esenciales para restaurar y mantener la salud de estos ecosistemas. En proyectos como el LIFE pinassa (https://lifepinassa.eu/) ya se ha evidenciado la efectividad de esta aproximación combinada para la mejora de un hábitat forestal de interés comunitario como son los pinares de *Pinus nigra*.

Las expectativas de futuro para los bosques mediterráneos, prevén un aumento de la gestión forestal vinculada a los motores de la bioeconomía y de la prevención de incendios y, cada vez más, de la adaptación y restauración de los bosques sometidos a un régimen de perturbaciones más intenso. La transición hacía la bioeconomía debe contribuir a equilibrar las necesidades humanas con la conservación de los bosques, fomentando prácticas sostenibles y la creación de empleo en sectores relacionados. Integrar las estrategias de conservación, descritas en el apartado anterior, con prácticas de bioeconomía y adaptación o respuesta a los efectos del cambio climático, puede resultar en un enfoque holístico que aborde tanto las necesidades económicas como la conservación a largo plazo de los bosques mediterráneos.

Integrar las estrategias de conservación, con prácticas de bioeconomía y adaptación o respuesta a los efectos del cambio climático, puede resultar en un enfoque holístico que aborde tanto las necesidades económicas como la conservación a largo plazo de los bosques mediterráneos..

Es en este contexto de probable incremento de la gestión, donde esta guía puede ser de utilidad, aportando recomendaciones para orientar dónde aplicar, y cómo aplicar, una gestión que contribuya de manera eficaz a los objetivos compartidos de restauración de la biodiversidad del bosque mediterráneo. En este empeño, la colaboración entre comunidades locales, expertos en conservación y administraciones será fundamental.

4.2.1 Recomendaciones cuando la matriz forestal no está gestionada

En muchas áreas de la Europa mediterránea, la situación forestal se caracteriza por la prevalencia de bosques jóvenes no gestionados. En Cataluña, la gran mayoría de los bosques son relativamente jóvenes y presentan una falta casi total de atributos de madurez (Brotons et al, 2022). Además, en general, el nivel de gestión forestal es bajo, sólo un 30 % de la superficie forestal dispone de Plan de Gestión y Mejora Forestal y hay que tener en cuenta que parte de los trabajos fores-

tales planificados no se acaban llevando a cabo nunca.

En este contexto, la promoción de una gestión forestal que contribuya a la conservación y restauración de la biodiversidad debe incluir el fomento de la gestión forestal en masas homogéneas actualmente no gestionadas, y orientada a dos líneas de actuación principales, apuntadas, también, en el Informe del Estado de la Naturaleza de Catalunya (Brotona *et al.* 2022):

- **Restauración de bosques densos y desestructurados, mediante claras que aceleren el progreso hacía estados más avanzados de madurez.** En masas forestales jóvenes que provienen del abandono de zonas agrícolas, (sobre todo colonizadas por pinos), que caracterizan a una buena parte de los bosques del país, las actuaciones de reducción de la densidad del arbolado favorecen su maduración y reducen el riesgo de incendio. Además, los nuevos espacios abiertos que se crean con estas actuaciones dentro del bosque permiten muy a menudo la entrada de especies forestales de mosaico (Améztegui et al., 2017). está actuación permite la compatibilización, al menos temporalmente, con los objetivos de bioeconomía y de adaptación de los bosques al cambio climático y se contempla,también, como práctica clave en la silvicultura ecohidrológica en el Mediterraneo.

- **Recuperación de espacios abiertos, mediante gestión forestal o gestión del fuego.** La aforestación y la intensificación agrícola han reducido la disponibilidad de entornos abiertos de manera estable, de los cuales dependen muchas especies. Igualmente, sSe ha observado que muchas especies de alto valor de conservación, que encuentran su hogar en espacios abiertos, dependen cada vez más de los ambientes abiertos transitorios generados por los incendios. Este fenómeno afecta incluso a especies altamente amenazadas, como el águila perdicera (*Hieraaetus fasciatus*), que ha ampliado su distribución en algunas zonas del sur de Cataluña gracias a los efectos de los incendios forestales ocurridos a finales del siglo XX.

Si no se puede abordar la gestión integrada, pueden realizarse pequeñas acciones puntuales y selectivas de modo planificado y adaptado a las oportunidades existentes con una visión de distribución espacial concreta para trabajar en la conectividad de los espacios de mayor valor o capacidad de acogida de biodiversidad (figura 2). Estas acciones incluyen, por ejemplo, liberar de competencia árboles y arbustos semilleros de especies de interés de distribución restringida y hábitats aislados, como el tejo (*Taxus baccata* L.), preservar y favorecer los árboles portadores de microhábitats —incluso generándolos si son deficitarios— para coleópteros saproxílicos de escasa capacidad de dispersión.

4.2.2 Recomendaciones cuando la matriz forestal es gestionada

La gestión forestal representa uno de los principales agentes de cambio en la dinámica de los bosques. En términos generales, la gestión implica la extracción de biomasa forestal con el ob-

jetivo directo de obtener una fuente de energía o materiales, o indirecto al actuar para favorecer determinadas estructuras forestales. Desde una perspectiva ecológica, la gestión forestal altera la composición de especies de árboles y arbustos, así como la estructura global de los bosques, lo que puede influir en la composición y riqueza del resto de las especies de plantas y animales que los habitan (ver capítulo 2). Su impacto en la biodiversidad depende del contexto de la masa forestal y de las acciones específicas realizadas directa o indirectamente en ella, incluída la apertura de accesos y su uso frecuente.

- **Aplicar una gestión forestal que integre medidas encaminadas a proteger o restaurar elementos propios de fases más maduras del bosque.** Las prácticas que implican la extracción sistemática de árboles de gran tamaño y la eliminación de aquellos no productivos, como los muertos o enfermos, reducen significativamente la probabilidad de encontrar cavidades naturales, las cuales suelen formarse en árboles de cierto diámetro y antigüedad (figura 3). El capítulo 5 describe con detalle cómo incorporar estas medidas de forma operativa.

- **Desplegar instrumentos de compensación** para rodales productivos en los que se aplique una gestión integradora o para rodales cercanos a la madurez que deciden gestionarse a evolución libre. Como resultado del trabajo llevado a cabo en el proyecto BIORGEST se ha podido implementar en Cataluña una nueva línea de ayudas a los propietarios forestales que apliquen estas medidas de integración.

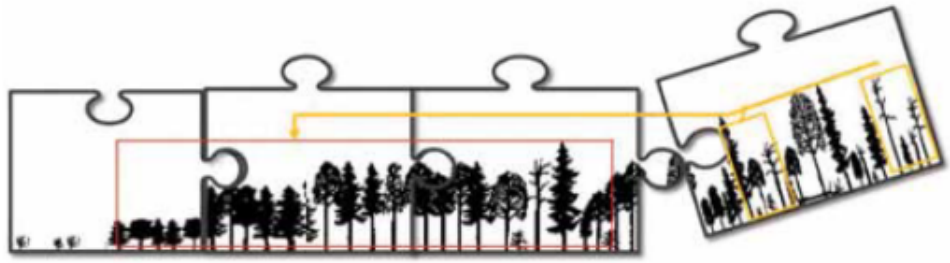


Figura 3. Los bosques gestionados comercialmente suelen tener una falta significativa de fases tempranas y tardías de desarrollo. Elementos como grandes cantidades de madera muerta, árboles viejos con microhábitats y una estructura de rodal diversa pueden integrarse en los bosques gestionados comercialmente para proporcionar hábitats para especies raras y amenazadas. Fuente: Kraus & Krumm, 2013).

4.3 Inclusión operativa de la biodiversidad en la fase de planificación

4.3.1 Asignación de objetivos de gestión en relación con la biodiversidad

La ordenación por rodales, la más común en montes privados, permite una gestión diferenciada entre rodales de acuerdo con los objetivos prioritarios que se asignan a cada uno de ellos (Gonzalez *et al.,* 2011). Además, permite asignar e implementar muy fácilmente objetivos de biodiversidad. La rodalización detallada permite priorizar objetivos hasta una escala inferior a la hectárea, si es preciso.

Seguir la lógica de la combinación de las dos estrategias mencionadas, a escala de monte o macizo, significa que en en el **proceso de asignación de objetivos a los rodales forestales**, se debe contemplar:

- **La posibilidad de gestionar a evolución libre aquellos rodales más próximos a la madurez** con el objetivo de que alcancen las etapas más maduras del ciclo silvogenético. En estos rodales el objetivo de gestión estaría estrictamente dirigido a la conservación de los procesos ecológicos, la estructura forestal y de las especies que dependen de estos elementos, sobre todo de aquellas más exigentes y que solo se desarrollan en las fases más maduras.

- **Promover la gestión de rodales desestructurados o degradados, como medida de restauración de hábitats y procesos ecológicos:** planificar claras y clareos que aceleren el avance hacia estados de madurez en rodales jóvenes de coníferas o encinares con abandono de la gestión. También, puede ser necesario para recuperar hábitats singulares, como los bosques de ribera, las tejedas, las tiledas o las acebedas, entre otros.

- **La incorporación de medidas de conservación y recuperación de la biodiversidad, en distinto grado, en el manejo de rodales con otros objetivos de gestión preferentes**, como la producción de madera o la prevención o protección contra incendios, entre otros. En estos bosques el objetivo de gestión será múltiple (gestión integrada) y seguirá las recomendaciones descritas en el capítulo 5.

Igualmente, pueden incluirse **otras acciones derivadas del análisis a escala de paisaje**, como son: i) reducir la fragmentación de hábitats forestales y (re)establecer corredores biológicos en los paisajes fragmentados, lo cual es especialmente necesario allí donde se ha sustituido la parte de los bosques originales por otras cubiertas del suelo; ii) optimizar la red viaria, tanto para no afectar superficie forestal si no hace falta, como para evitar la penetración humana no ordenada ni controlada asociada a otros usos, normalmente de ocio; y iii) adaptar la temporalidad de los trabajos forestales a los períodos críticos del ciclo vital

de las especies protegidas y singularmente a las especies de fauna amenazadas y rapaces forestales.

En este sentido, los **Instrumentos de Ordenación Forestal (IOF)** son primordiales a la hora de zonificar un monte o una finca según objetivos, estructuras y tratamientos. La rodalización mediante un IOF permite distinguir distintos objetivos y umbrales de conservación de la biodiversidad, en función, por ejemplo, de la cartografía de especies amenazadas que requieren de una gestión diferencial. En esta línea, la planificación y la gestión de una finca con presencia de poblaciones amenazadas debe ser coherente con las fincas y los montes vecinos.

Por otro lado, en 2023, se ha iniciado la revisión de las **Orientaciones de Gestión Forestal Sostenible de Catalunya - ORGEST** (Piqué *et al.,* 2017), bajo el prisma de la conservación y mejora de la biodiversidad, objetivo clave que da nombre al proyecto BIO-ORGEST. La intención es disponer de un gradiente de objetivos, con sus respectivos modelos de gestión, para la toma de decisiones, en función del peso que tenga el objetivo de conservación y mejora de la biodiversidad en cada caso.

Rodales maduros: ¿cuántos y de qué superficie?

El enfoque de planificación a escala de paisaje permite abordar el tema clave y controvertido de las dimensiones espaciales de los bosques maduros a evolución natural en la región mediterránea, más allá de la escala de rodal. Es una cuestión básica desde distintos puntos de vista, que deben integrarse, y que tiene que analizarse y resolverse en cada caso en particular a partir de sus condiciones específicas y de su evolución previsible:

- Presencia y distribución heterogénea de distintas fases del ciclo silvogenético

- Presencia de rodales a evolución libre de distintas tipologías y formaciones forestales, a escala de paisaje .

- Distribución tal que genere un efecto significativo en la conservación de especies raras y amenazadas (especialmente endemismos) y en la conectividad entre poblaciones.

- Compatibilización con la protección frente a grandes incendios forestales y otras perturbaciones de alta intensidad.

- Compatibilización con otros objetivos de gestión forestal en masas adyacentes y con usos sociales y culturales locales.

Sin embargo, la primera definición de la superficie de un bosque maduro partirá de manera inexorable de la realidad actual, siempre valorando que se trata de sistemas dinámicos que seguirán desarrollándose, incluso de manera dirigida si se realiza gestión activa. Por ejemplo, en Catalunya Pallarés *et al.* (2022) ya indican que la escala más habitual es la de rodal y no de bosque, con extensiones desde 2 hectáreas hasta unas pocas decenas. Por otra parte, Larrieu *et al.* (2014) plantea la necesidad de un área mínima de 20 hectáreas para disponer de

una buena diversidad de microhábitats en hayedos y abetales de Pirineos. En general, tan importante es disponer de algunas superficies segregadas de grandes dimensiones como muchas de pequeñas repartidas por todo el territorio.

4.3.2 Incorporar la información y planificación existente a escalas superiores

Aunque el diseño de las actuaciones a escala de rodal es clave, ya que es en la ejecución de éstas donde el potencial de impacto sobre la biodiversidad es mayor, es necesario también que durante la elaboración del Plan de Gestión de la finca se integre toda aquella información o directrices derivadas de la escala de paisaje y, a su vez, se realice una coordinación a escala de finca e incorporando la información de las fincas colindantes (si es posible).

Para realizar esta planificación operativa de finca, además de seguir la normativa y los preceptos de las figuras de planificación territorial o sectorial superior (si las hubiera), es necesario disponer de la información relevante de los factores clave a escala de paisaje y de finca, como la delimitación de las áreas críticas o la identificación de los hábitats de interés comunitario, así como de las orientaciones y directrices de gestión a seguir. Es importante, igualmente, disponer de información robusta y actualizada sobre censos y tendencias poblacionales de especies de interés. Con toda esta información, en la planificación de las actuaciones selvícolas se buscará la mejor compatibilización respecto los diversos objetivos de gestión y funciones del monte.

Para ayudar a esta toma de decisión, deben consultarse los **planes y manuales de gestión de la biodiversidad o de espacios naturales protegidos existentes a escalas superiores**. Éstos pueden informar sobre la ubicación de rodales que ya han sido identificados como de alto valor ecológico (por su madurez o rareza) o de medidas silvícolas para mejorar el estado de conservación de una especie o hábitat de interés comunitario determinado, presente en aquel rodal. Así, todos los detalles de definición de áreas y épocas críticas y de sus requisitos respecto a las actividades a realizar quedan integrados en la planificación de finca, y deseablemente en una planificación de paisaje o, al menos, contando con una coordinación estratégica.

En función de si el monte está ubicado en un espacio protegido o no (i.e. Red Natura 2000, Parques Naturales, etc.) habrá más o menos información y la obligatoriedad, o la recomendación, de incorporar las medidas propuestas pueden variar.

En general, existen 3 tipos de instrumentos estratégicos a consultar durante la fase de planificación:

- **Instrumentos de ordenación o gestión de espacios protegidos** (Natura 2000, PEIN, ENPE), principalmente las Directrices e Instrumentos de gestión de los espacios de la Red Natura 2000, los Planes de protección del medio natural y del paisaje, y los Planes de uso y gestión (PRUG).

- **Manuales técnicos de gestión de hábitats forestales** (Natura 2000 u otros, como por ejemplo los manuales elaborados en proyectos LIFE (LIFE PINASSA, LIFE ALNUS, LIFE TAXUS….)

- Planes de conservación o recuperación específicos para las especies amenazadas (fauna o flora).

Si, por razones de sensibilidad de la información, ésta no estuviera disponible al público general, como puede ser el caso de la cartografía actualizada de las áreas críticas de especies amenazadas, debe garantizarse que el organismo responsable de dicha información pueda informar al respecto durante la fase de aprobación del instrumento de ordenación.

Cuadro 2.
Propuestas de gestión forestal para mejorar el hábitat de interés comunitario (HIC) 9340: Encinares y carrascares

Los encinares (hábitat 9340) son el hábitat forestal de interés comunitario que presenta un Estado de Conservación más desfavorable a nivel del estado español, sólo por detrás de los por los palmerales de Phoenix (hábitat 9370) (Pescador *et al.,* 2022)

En primer lugar, sería interesante reservar rodales de encinar para dejar madurar a evolución natural. Hoy en día es excepcional encontrar en Cataluña una muestra de encinar bastante maduro, con árboles viejos y grandes y con acumulación de madera muerta. Extensiones de 10 hectáreas e incluso más pequeñas ya son interesantes para la fauna, aunque a escala funcional del bosque son más interesantes superficies grandes. Algunos criterios para ubicarlas pueden ser: 1) aprovechar umbrillas y torrenteras donde el encinar puede alcanzar un mayor crecimiento en grosor y altura y con mezcla de caducifolios, 2) zonas con menor frecuentación humana, 3) zonas mixtas con roble, 4) zonas de mal acceso y bosques en pendientes pronunciadas y suelos esqueléticos. No obstante, no deben concentrarse únicamente en zonas de mala calidad de estación, ya que será difícil que alcancen un desarrollo favorable para la fauna arborícola.

También cabe citar las dehesas (encina y roble son las más habituales) como una alternativa alternativa de gestión . Normalmente se encuentran en extensiones discretas donde se deja crecer un arbolado en baja densidad (150-300 árboles/ha). Al tener un arbolado grande en baja densidad son muy atractivas para la fauna asociada a árboles viejos y cavidades. Por ejemplo, el murciélago de Bechstein (anexo II Directiva Hábitats) lo envuelve en Cataluña sobre todo en dehesas de encina y roble o mixtas entre los dos. Esta alternativa sólo se puede llevar a cabo en zonas relativamente llanas y aprovechables por el pasto extensivo de vacuno, ovino y caprino.

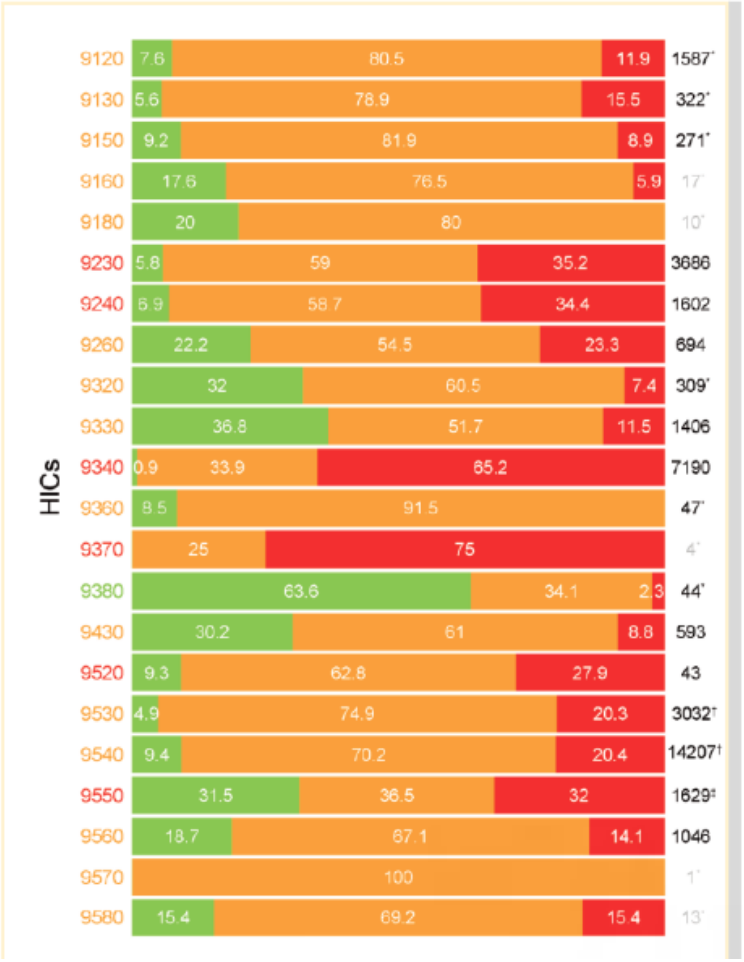


Figura 4. Estado de conservación (EC) del parámetro "Estructura y función" (E&F) a nivel estatal de los 22 HICs forestales presentes en España. Fuente: Pescador *et al.* (2022).

4.4 Heramientas de apoyo a la toma de decisiones sobre biodiversidad en la planificación forestal

Para poder asignar con coherencia el objetivo de conservación de la biodiversidad según el grado de prioridad, la persona responsable de la gestión deberá preguntarse ¿Tengo rodales cercanos a la madurez dentro de la finca que pueda destinar a evolución libre? ¿En qué medida aplico la integración de medidas de conservación en los rodales multifuncionales? Teniendo en cuenta que no es necesario seguir los mismos criterios en la ges-

tión de un hábitat de interés comunitario que en plantaciones productivas, tales como choperas o platanares.

Pueden llevarse a cabo **inventarios adicionales de biodiversidad**, a escala de monte:

- **El índice de biodiversidad potencial** (cuadro 3). Este índice tiene su origen en Francia, como parte de la aplicación de la estrategia nacional para la biodiversidad francesa (Larrieu y Gonin, 2008). Desde 2011 se dispone de una versión adaptada a las condiciones mediterráneas ya utilizada en diferentes regiones (Gonin, Larrieu y Deconchat, 2017). En 2022, gracias al trabajo conjunto desarrollado en el marco del proyecto Life BIORGEST se cerró la primera versión del IBP para Cataluña, armonizada con los estándares del IBP mediterráneo internacional (Baiges *et al.,* 2022) y actualmente se está trabajando en una versión para los montes españoles, en el marco del proyecto https://www.lifegoproformed.eu/ca//. Aunque pensado inicialmente para ser usado a escala de rodal, se ha elaborado, también un protocolo para su uso a escala de monte o macizo para ser usado, por ejemplo, en la fase d eplanificación, para identificar rodales de mayor interés ecológico. Este uso ha sido testado en la redacción del Proyecto de Ordenación del bosque de Poblet (Pallarés *et al,* 2021).
- **El índice de madurez RedBosques**. Para determinar el grado de madurez de rodales candidatos a ser gestionados a evolución libre.
- **Inventarios de fauna y flora**.

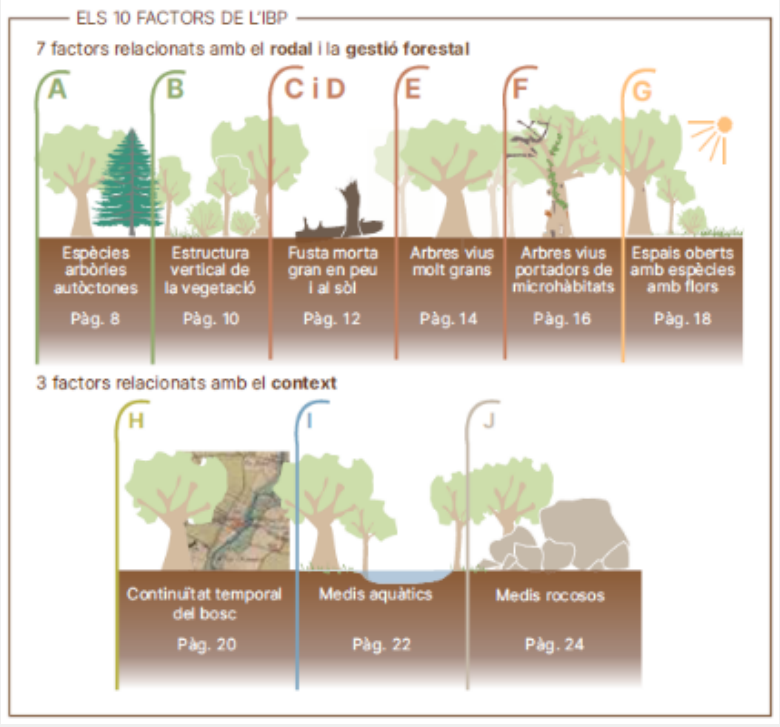
En cada rodal pueden medirse los indicadores estructurales de biodiversidad (identificados, por ejemplo, mediante el Índice de Biodiversidad Potencial, IBP) e indicadores de madurez y naturalidad del bosque (evaluados, por ejemplo, a partir del índice Redbosques). De este modo pueden distinguirse rodales o zonas (conjunto de rodales) maduros o premaduros destinados a evolución libre y su distribución en el espacio, de forma que puedan analizarse los componentes estructurales a promocionar de cara a mejorar la conectividad ecológica en el resto de los rodales.

Evidentemente, no es necesario seguir los mismos criterios en hábitats de interés comunitario que en plantaciones productivas, tales como choperas o platanares. Al mismo tiempo, la rodalización mediante un IOF permite distinguir distintos objetivos y umbrales de conservación de la biodiversidad, en función de la cartografía de especies amenazadas que requieren de una gestión diferencial. En esta línea, la planificación y la gestión de una finca con presencia de poblaciones amenazadas debe ser coherente con las fincas y los montes vecinos

Cuadro 3.

El Índice de Biodiversidad Potencial (IBP) - una herramienta para facilitar la aplicación de la silvicultura integrativa

La integración de criterios de conservación de la biodiversidad, de manera generalizada en la gestión forestal del día a día, requiere herramientas de identificación y diagnóstico operativas, que faciliten su aplicación por gestores no expertos naturalistas, así como un enfoque centrado en la biodiversidad taxonómica, cuya conservación es deseable en cualquier bosque tenga, o no, problemas de biodiversidad asociados. El índice de biodiversidad potencial (IBP) es un indicador indirecto cuyo objetivo es diagnosticar, de manera rápida y solvente, la capacidad de acoger biodiversidad de un rodal, para incorporarla en la planificación de la gestión forestal, tanto en bosques con objetivo productivo como en bosques con vocación protectora. Se puede utilizar a diferentes escalas, desde rodal, hasta finca o macizo, pero en todos los casos el inventario se realiza en campo en parcelas/rodales definidos. Se basa en la evaluación de 10 factores clave escogidos por su relevancia y facilidad de observación y está pensado para que lo usen personas no expertas.



A pesar de que el IBP está originalmente pensado para facilitar la integración de criterios de conservación de la biodiversidad en la gestión forestal, tiene también una importante vertiente pedagógica y de monitorización. Últimamente, también ha proliferado su uso en el marco de esquemas de pago por servicios ecosistémicos (PSE) o estudios de impacto ambiental. Así, por ejemplo, en el Sistema de Créditos Climáticos vigente en Catalunya desde 2024 (REF), el IBP se utiliza como metodología ex-ante para estimar el impacto de un determinado tratamiento silvícola sobre la biodiversidad (Cervera *et al.,* 2022).

Capítulo 5

GESTIÓN INTEGRATIVA EN RODALES CON OBJETIVO COMBINADO

5. GESTIÓN INTEGRATIVA EN RODALES CON OBJETIVO COMBINADO

A partir de lo desarrollado en el capítulo anterior sobre la *Integración de criterios de conservación y restauración de la biodiversidad en la ordenación forestal*, en este capítulo se presenta el proceso para realizar acciones de gestión forestal en rodales para los cuales se fijan diferentes objetivos prioritarios. Principalmente se trata de combinar el objetivo de conservación y restauración de la biodiversidad con el objetivo de obtener madera (y/o leñas) como producto directamente comercializable. No obstante, pueden plantearse otros objetivos, como la prevención de incendios (a través de la reducción de la vulnerabilidad estructural a fuegos de alta intensidad), la producción de pastos, el uso público, etc. Además, dicha combinación puede plantearse también como un gradiente de intensidad entre objetivos, con más o menos peso de uno o de otro en función del contexto. Aunque para aplicar esta gestión multifuncional siempre se sigue un mismo proceso de evaluación y toma de decisiones, el resultado final de las actuaciones a ejecutar podrá ser muy diferente en cada caso.

La gestión forestal multifuncional se basa en la integración efectiva de los diferentes objetivos combinados en todas las fases del proceso de toma de decisiones (figura 1), desde la definición estratégica a gran escala hasta la ejecución de las actuaciones selvícolas, que son las que acaban modificando las condiciones reales del rodal y del bosque. El seguimiento de dichas actuaciones con herramientas específicas es una fase posterior necesaria para retroalimentar el proceso, siguiendo, los esquemas de gestión forestal adaptativa (Vericat *et al.* 2012).

La combinación de objetivos productivos y de conservación de la biodiversidad, entendida como biodiversidad forestal de manera global, debe usar la información, directrices y herramientas expuestas en los capítulos anteriores. Esquemáticamente, se

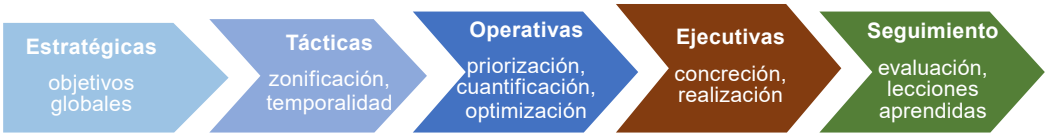


Figura 1. La integración de la conservación de la biodiversidad con otros objetivos de gestión debe realizarse de manera efectiva en todas las fases del proceso de toma de decisiones, siendo las Operativas y las Ejecutivas las que mayor impacto tendrán sobre el terreno.

trata de plantear una primera decisión para el primer nivel, evaluar los posibles efectos sobre los elementos clave (descritos en el capítulo 3) y corregir la decisión, si es necesario, para intentar que los efectos sean positivos o, al menos, neutros. Si se detecta un efecto negativo, es necesario plantear una alternativa y comprobar que el objetivo inicialmente planteado no se vea perjudicado o que se asuma ciertas consecuencias (menor cantidad de madera producida, uso de medios de mayor coste…).

A medida que se avanza en la concreción de las actuaciones a realizar, más importante es utilizar información específica del rodal a gestionar y más específica es la solución a implementar. Por el contrario, de las fases más estratégicas y tácticas se espera contar con información de contexto y de ámbito más grande, que ayuda a dimensionar la magnitud del problema. Estas fases más de paisaje se nutren de figuras de planificación, directrices y normativas, mientras que las fases más específicas de finca y rodal se deben equipar con figuras y herramientas de gestión propias. En este contexto, el punto de unión entre la escal de paisaje y la de finca y rodal es el Instrumento de Ordenación Forestal, y más concretamente los modelos de gestión selvícola elegidos para su aplicación.

El punto de unión entre la escala de paisaje y la de finca y rodal es el Instrumento de Ordenación Forestal, y más concretamente los modelos de gestión selvícola elegidos para su aplicación.

Pensar en la integración de objetivos en las diferentes fases del proceso de toma de decisiones permite mantener la trazabilidad de las decisiones tomadas y la fuente de información utilizada. Entre otros beneficios, aporta flexibilidad pues puede aparecer nueva información (seguimiento de actuaciones, muestreos directos) que haga necesario replantear las decisiones tomadas.

5.1 Elección del modelo de gestión silvícola

5.1.1 ¿ Hay un modelo silvícola mejor que otro para la biodiversidad ?

La aplicación de un modelo silvícola concreto (cuadro 1) tiene una implicación directa sobre la estructura de la vegetación en el rodal y en su evolución, incluyendo, si se apuesta por estructuras regularizadas, una fase de renovación más o menos completa de la masa en un momento dado. Es por ello que el modelo silvícola aplicado tiene una alta significancia en la capacidad de acogida de biodiversidad del rodal gestionado. No obstante, no existe un solo modelo ideal general para la integración de la biodiversidad con otros objetivos de gestión, ya que esta decisión debe basarse en factores concretos del contexto del propio rodal.

Cuadro 1.
Definición de modelo de gestión silvícola

Un **modelo de gestión** define la estructura, la composición y en general las características silvodasométricas de la massa, y su evolución prevista, de una manera esquemática y abarcando todo el ciclo de vida, detallando además las actuaciones a realizar para conseguir unos objetivos de gestión prefijados. Puesto que el modelo de gestión es la guía sobre la cual se van definiendo las actuaciones a realizar, normalmente el factor que más influye en su elección es la estructura actual y la deseada a corto y largo plazo, siempre en función de los objetivos de gestión definidos previamente.

El debate entre las estructuras regulares e irregulares ha sido una constante en la ciencia forestal europea desde sus inicios, ya sea bajo un enfoque productivo o para otras funciones como la regulación hidrológica, la vulnerabilidad al viento y al fuego o la función paisajística (p.e., Schütz, 1990; Schütz, 1999; Gamborg y Larsen, 2003). En relación a la biodiversidad, por lo general, los bosques regulares, monoespecíficos, con árboles del mismo rango de edad y gestionados por claras homogéneas espacialmente, basadas en criterios dimensionales o de posición, suelen considerarse de menor capacidad de acogida de biodiversidad que aquellos que consiguen mantener una mayor heterogeneidad y complejidad dentro del rodal, con árboles de diferentes edades y gestionados por claras selectivas, en los que se extrae cada vez sólo algunos individuos y la presencia de la cubierta arbolada y de regenerado es permanente. Estos últimos suelen ofrecer más oportunidades para la creación de los elementos clave, ya descritos, por la propia diversidad de situaciones presentes a microescala (figura 2): árboles de diferentes especies, tamaños y edades, zonas con más o menos densidad, presencia dispersa de matorral de diferentes especies.

Con todo, es importante destacar la escala de análisis. En una revisión reciente de artículos donde se comparaba la gestión regular y la irregular (Nolet *et al.* 2018) se concluye que

Figura 2. Estructuras regulares (arriba) vs. estructuras irregulares (abajo): la heterogeneidad de la masa suele ofrecer más oportunidades para la creación de elementos clave para la biodiversidad forestal ganeral.

la combinación de una diversidad de enfoques a escala de paisaje es la opción que aporta mayores impactos positivos en especies y procesos ecológicos, además de la importancia de mantener áreas a evolución libre, ya que algunos grupos taxonómicos se ven afectados negativamente independientemente del tipo de gestión. Se sugiere que la combinación de rodales con gestión regular y rodales con gestión irregular, en diversas disposiciones espaciales y otros factores, puede favorecer la conservación de especies y procesos ecológicos, permitiendo una mejor comprensión de la autecología de las especies y de la funcionalidad del ecosistema. Se menciona un ejemplo de la implementación exitosa de oberturas pequeños dentro de áreas gestionadas con gestión irregular para favorecer la regeneración de especies medianamente tolerantes.

Modelos de gestión para masas regulares

Los modelos de gestión que generan y mantienen estructuras regulares potencian el desarrollo de la masa en su conjunto, con el objetivo de concentrar la capacidad de producción de la estación forestal en los mejores árboles que se mantendrán hasta las fases más avanzadas, según los objetivos de producción. Después, en algún momento, estos modelos promoverán la renovación más o menos completa de la masa en poco tiempo, con las cortas de regeneración, siempre adaptadas al temperamento de la especie y la calidad de la estación. Los diferentes modelos de gestión presentados actualmente en las ORGEST son una buena base para la gestión de masas regulares.

Si se opta por este tipo de modelos, además de la retención de los elementos de valor presentes en el momento de la corta, para una mejor integración del objetivo de conservación se debe priorizar la elección de modelos que apuesten por turnos largos y una regulación de la competencia con claras selectivas. Esto permitirá tanto el mantenimiento como la generación de elementos de valor para la biodiversidad, con mayor capacidad de seleccionar y favorecer árboles de interés y más tiempo para su desarrollo. Con todo, la fase de regeneración es la más crítica, puesto que supone un cambio de condiciones bastante marcado y en poco tiempo.

A pesar de que la estructura regular pueda parecer contraria a una gran capacidad de acogida de biodiversidad, especialmente aquella ligada a las fases más maduras del bosque, la elección de estos modelos puede resultar ventajosa en varios casos. Cabe destacar que las especies pioneras capaces de colonizar espacios abiertos o recuperar zonas quemadas, como el pino carrasco, forman estructuras regularizadas de manera espontánea en estas primeras fases de desarrollo, muy habituales todavía en los bosques mediterráneos (primera generación de árboles después de los usos agrícolas o pastos abandonados o regeneración post-incendio). También es el caso de los encinares gestionados para la obtención de leñas con cortas intensas de monte bajo (figura 3). En estas estructuras resulta adecuado aplicar modelos de gestión de masa regular, porque el punto de partida se acerca mucho a lo definido en el modelo. Después, con la regulación de la competencia se va acompañando el desarrollo de masa en conjunto pero aplicando cierta selectividad en las actuaciones y, con el tiempo, se espera conseguir una estructura más favorable a la acogida de biodiversidad.

Cabe destacar que en masas jóvenes y aplicando modelos regulares de turno largo se pueden generar las condiciones de manera progresiva para abordar una transformación hacia estructuras irregularizadas y una conversión hacia montes medios y altos. Se

Figura 3. Encinar con estructura regular dos años después de la realización de una clara y resalveo siguiendo un modelo de gestión de masa regular.

trata de realizar las claras selectivas basadas en árboles de interés (por vitalidad, desarrollo de copa, especie u origen de semilla), e incluso permitiendo pequeños golpes de regenerado, hasta la que estructura presenta elementos suficientes para aplicar modelos de gestión de masa irregular.

Modelos de gestión para masas irregulares

Los modelos de gestión que generan y mantienen estructuras irregulares potencian el desarrollo de la masa mezclando árboles o grupos de árboles en diferentes fases, desde nuevo regenerado hasta las edades más avanzadas. Son estructuras heterogéneas pie a pie o por bosquetes pequeños, en los que cada actuación elimina árboles de todos los estados de desarrollo en toda la superficie del rodal, y la producción se obtiene de manera constante. Este esquema significa una renovación constante de la masa sin pasar por fases de mayor cambio (es el mantenimiento de una cubierta permanente). Los diferentes modelos de gestión presentados actualmente en las ORGEST son una buena base para la gestión de masas irregulares.

Además de la retención de los elementos de valor presentes en el momento de realizar cada actuación, para una mejor integración del objetivo de conservación se debe priorizar la elección de modelos que mantengan en el rodal una mayor proporción de pies de mayores dimensiones, puesto que los elementos de valor suelen estar asociados a árboles grandes y de más edad. Es necesario mantener criterios de selectividad positiva hacia los árboles de semilla y de especies cuyo temperamento requiera condiciones de sombra.

A pesar de que la estructura irregular puede parecer muy favorable para una gran capacidad de acogida de biodiversidad, la elección de estos modelos debe realizarse con cautela, teniendo en cuenta que la estructura de partida ya debe ser heterogénea y que es necesario acompañar su desarrollo para mantener la heterogeneidad, con constancia en su gestión (figura 4). De lo contrario, la aplicación de modelos irregulares en masas regularizadas, especialmente aquellas carentes de regenerado en su interior, puede re-

Figura 4. Encinar con estructura irregular justo después de la realización de una entresaca siguiendo un modelo de gestión de masa irregular.

sultar excesivamente dificultosa en primer término, requiriendo un gran esfuerzo de gestión que puede llevar a su abandono. En este sentido, cabe destacar que el temperamento de las especies forestales mediterráneas, aunque se consideren muy de sombra como la encina, tiende a generar estructuras homogeneizadas en sus fases jóvenes y adultas, con las tasas de crecimiento activo más altas. Solo en el caso de rodales con rasgos de bosque maduro (con mortalidad natural de grandes árboles, sobre todo), la evolución espontánea podrá mantener cierta irregularidad en la estructura.

Un enfoque selvícola basado en estructuras heterogéneas, pero no tan definidas como la que incluyen los modelos de gestión para masas irregulares, es la **silvicultura naturalística o próxima a la naturaleza** (cuadro 2). En el proyecto BIORGEST se ha testado la aplicación práctica del enfoque propuesto por Pro Silva Europa (2012) para la silvicultura naturalística, con diversas adaptaciones para bosques mediterráneos ya presentadas por Beltrán *et al.* (2020), Beltrán *et al.* (2022) y Coello *et al.* (2022). Este esquema de gestión es mucho más flexible para incorporar toda aquella heterogeneidad y singularidad que presente el rodal a gestionar, puesto que la decisión operativa de la actuación a realizar se toma a escala de árbol individual. Se evalúa el papel de cada árbol dentro del rodal, en relación a su estado de desarrollo, su competencia ejercida o recibida, su interés comercial o de biodiversidad y todos aquellos factores que ayuden a decidir si se selecciona como árbol de valor, si se corta en esta actuación o si se mantiene en el rodal al menos hasta la próxima intervención.

De manera general y siguiendo los principios descritos en el Cuadro 1, el primer paso para la aplicación de la silvicultura próxima a la naturaleza es la definición de itinerarios selvícolas que mantengan en todo momento un "microambiente forestal", oscuro y húmedo, que permita a la vez: i) limitar el desarrollo del sotobosque y por tanto mantener la discontinuidad del combustible y abaratar o eliminar futuros desbroces; ii) reducir la transpiración causada por la insolación directa y el efecto desecador del viento; iii) facilitar la conformación y poda natural. Este principio general es compatible con la apertura, en puntos concretos de la masa, de claros o espacios para promover la instalación o desarrollo de una nueva cohorte, si se dan las condiciones adecuadas y siempre que los árboles a cortar no tengan más valor (actual o futuro, como bien directo o indirecto) si se mantienen en el monte.

A diferencia de la aplicación de modelos de gestión a escala de rodal, como los disponibles actualmente para masa regular o irregular, que ya aportan orientaciones muy directamente aplicables, bajo la gestión naturalística la solución a aportar a cada caso requiere realizar todo el proceso previo de reflexión hasta llegar a la definición de la actuación. Las relaciones de competencia-facilitación deben analizarse pie a pie teniendo en cuenta las especies presentes (arbóreas y arbustivas) en cuanto a la luz (directa e indirecta) el suelo (capacidad de retención, materia orgánica), las raíces (estructura radical de cada especie) e incluso la pendiente (erosión, dispersión de semillas) o la presencia de fauna salvaje o doméstica (herbivoría, depredación de semillas, daños físicos).

Cuadro 2.
La silvicultura naturalística o próxima a la naturaleza en bosques mediterráneos

Una de las líneas del proyecto BIORGEST ha sido aplicar los principios de la gestión naturalística en el monte mediterráneo. La silvicultura naturalística se basa en utilizar los procesos naturales a favor del objetivo de gestión, siempre minimizando gastos y maximizando beneficios. Este enfoque de eficiencia económica es parte fundamental de la gestión próxima a la naturaleza, con la producción de madera de alto valor como bandera, mediante intervenciones suaves y frecuentes que permitan la "cría" o el "cultivo" de los mejores árboles de manera constante.

Este enfoque de gestión sigue los siguientes principios (Pro Silva Europa 2012):

- Mantenimiento de cubierta permanente, renunciando a cortas finales.
- Consideración individualizada de los árboles y pequeños grupos según su papel en el bosque, su potencial de futuro y del mejor momento de recolección.
- Énfasis en la producción de un número menor de árboles aprovechables, pero de mayores dimensiones y calidad.
- Consecución de regeneración natural, poda y selección natural mediante una estructura que combine la existencia de árboles de todos los tamaños y funciones.
- Heterogeneidad de la estructura y la composición como resultado de la gestión individualizada para la mejor adaptación a las microestaciones.
- Reducción al mínimo de la intensidad de las actuaciones selvícolas, hacerlas más detalladas y de mejor calidad, con la reducción de costes y la eficacia económica como principal criterio.

La gestión naturalística, aun siendo una silvicultura ajustada a cada árbol de cada rodal, se puede agrupar según las condiciones generales de la masa (ver Tabla), pues las actuaciones tendrán líneas generales en común. Por otro lado, la necesaria adaptación a los ecosistemas mediterráneos se basa en considerar el temperamento propio de cada especie y en especial de aquellas consideradas de luz o pioneras, y asumiendo, además, que las estructuras generadas pueden presentar ciertas vulnerabilidades a perturbaciones de gran intensidad, como los incendios forestales. Por esto, siempre es necesario abordar la aplicación de la gestión naturalística desde la planificación a nivel de finca o incluso mayor, con una estrategia a nivel de paisaje de gestión del riesgo. Así mismo, hay que incorporar decididamente el papel del estrato arbustivo, con sus propias dinámicas y factores clave, en la evaluación de los procesos naturales que llevan a la toma de decisiones en la definición de actuaciones selvícolas. Asumiendo el frecuente origen de las masas forestales mediterráneas actuales, más aún con especies como el pino carrasco (masas regularizadas de primera generación), la gestión naturalística requiere diversas intervenciones sucesivas para poder aplicarse plenamente, con una sola actuación no se conseguirá dirigir, activar o maximizar los procesos naturales a nuestro favor.

Tipos agrupados de gestión de silvicultura naturalística según las condiciones de la masa

Características generales de la masa	Objetivos de gestión prioritarios
Estructura homogénea joven	Potenciar el crecimiento libre de los mejores árboles
Estructura homogénea adulta	Potenciar la diferenciación natural y fomentar el inicio de la regeneración continua
Estructura homogénea madura	Potenciar la regeneración gradual de manera heterogénea
Estructura homogénea descapitalizada	Potenciar la educación de los mejores árboles y regular la regeneración continua
Estructura heterogénea capitalizada	Potenciar el crecimiento libre de los mejores árboles y regular la regeneración continua

En el caso de los bosques mediterráneos, el cambio de tendencia a una silvicultura naturalística suele ser costoso ya que su estructura actual, en muchos casos, tiende a la homogeneización y, además, es necesario integrar los requerimientos de la regeneración de las especies presentes, para conseguirla de manera progresiva y vital mientras se mantiene la cubierta arbórea adulta. Es todo un reto en la gestión de pinares de pino carrasco que, aún siendo de primera generación, ya están en estado adulto (figura 5), puesto que a corto plazo deben buscarse oportunidades para generar golpes de regenerado, lo que requiere luz directa y suelo mineral accesible a las semillas.

En los bosques mediterráneos, el cambio de tendencia a una silvicultura naturalística suele ser costoso ya que su estructura actual, en muchos casos, tiende a la homogeneización y, además, es necesario integrar los requerimientos de la regeneración de las especies presentes, para conseguirla de manera progresiva y vital mientras se mantiene la cubierta arbórea adulta.

Modelos de gestión para masas mixtas

Los modelos de gestión para el mantenimiento y promoción de los bosques mixtos pueden basarse tanto en estructuras regulares como irregulares, siempre atendiendo al temperamento de las especies y las condiciones de la estación. Las masas mixtas suelen ofrecer más capacidad de acogida de biodiversidad, no solo por tener más especies arbóreas sino por ofrecer más oportunidades para generar elementos de valor, como varios estratos de vegetación, por ejemplo. Por otra parte, la diversidad de especies es un factor clave para favorecer la presencia y el desarrollo de árboles de diferentes especies en microestaciones favorables, un proceso natural deseado para optimizar el desarrollo de la masa en base al potencial de la estación.

En todo caso, se trata de crear las condiciones adecuadas tanto para el

Figura 5. Rodal de pino carrasco de primera generación después de una clara selectiva bajo criterios de gestión próxima a la naturaleza.

desarrollo como la regeneración de las especies presentes, integrando, si es necesario, posibles cambios en la proporción de cada una a largo plazo por la propia dinámica de la masa mixta. La gestión de masas mixtas ofrece también la oportunidad de plantear objetivos de producción más complejos, basados en la combinación de productos de las diferentes especies presentes (figura 6). Los diferentes modelos de gestión presentados actualmente en las ORGEST son una buena base para la gestión de masas mixtas, siempre basados en las características de cada especie y en la compatibilidad y evolución a largo plazo.

Figura 6. Roble de calidad seleccionado como árbol de futuro por su potencial de producción de madera de calidad en un rodal de masa mixta.

5.1.2 Estructuras objetivo y modelos de gestión para las principales formaciones mediterráneas estudiadas

El proyecto BIORGEST se ha focalizado en la gestión para la mejora de la biodiversidad en bosques mediterráneos. Así, los encinares, los pinares de pino carrasco y los robledales secos son formaciones representativas de la riqueza y la adaptación de la vegetación mediterránea a las condiciones climáticas y edáficas. La gestión de otras formaciones forestales mediterráneas puede seguir estas orientaciones, con la consecuente adaptación a cada caso.

Basándose en los modelos de gestión antes descritos, a continuación se proponen unas estructuras objetivo que facilitan la compatibilización y la optimización de los objetivos de mejora de la biodiversidad y la producción de madera, para las tres formaciones consideradas.

Encinares (Quercus ilex)

Los encinares en Catalunya y Occitania, en especial las masas de la subespecie *ilex*, tienen una función productiva destacada: la producción de leñas. De hecho, estas masas se han gestionado históricamente con un modelo de gestión basado en estructuras irregulares o semirregulares de monte bajo muy peculiar para el contexto de la especie en la cuenca mediterránea (Vericat *et al.* 2011).

En general, la estructura forestal objetivo a medio plazo que se persigue para favorecer la biodiversidad es una estructura irregular multiestratificada dominada por la encina, con tendencia a la capitalización, donde se desarrollan diversas especies secundarias o acompañantes de planifolios. La enci-

na tiende a la dominancia en estas masas, por lo que la proporción de otras especies debe basarse en las mejores ubicaciones de microestación según sus temperamentos. Pueden generarse y mantenerse masas mixtas con la encina como especie principal, o bien masas puras de encina con una cierta presencia de otras especies. También es interesante la presencia de pies de coníferas dentro de estas masas de encina y otros planifolios. Es importante, además, contar con una elevada proporción de pies de encina procedentes de semilla, reduciendo la proporción de masa producida por rebrote.

Pinares de pino carrasco (Pinus halepensis)

Los pinares de pino carrasco del litoral mediterráneo ocupan una gran superficie y, por ello, una gran variedad de estaciones forestales. Pueden encontrarse pinares sobre suelos raquíticos muy expuestos a la insolación, con escaso desarrollo arbóreo, mientras que en estaciones muy favorables forma masas densas de gran porte. La función productiva se focaliza en la madera para usos de sierra como el embalaje y para trituración. Por ello, es habitual que la gestión con objetivo productivo se centre en la cantidad y no tanto en la calidad de la madera. Sin embargo, en estos pinares es más habitual asignar objetivos de prevención de incendios (estructuras de baja vulnerabilidad a fuegos de copas) o de regulación hidrológica y protección del suelo.

Para la integración de la biodiversidad, en general el objetivo es fomentar el desarrollo de las frondosas en el subvuelo (habitualmente ya presentes), y puntualmente en el dosel dominante, y regular la competencia en el estrato de pinos. A medida que los planifolios se desarrollan, se busca generar y mantener estructuras con un dosel superior regularizado de coníferas y un subvuelo multiestratificado de frondosas que vayan alcanzando progresivamente el dosel dominante a largo plazo, generando masas mixtas donde el pino incluso no sea la especie principal.

Robledales de robles marcescentes (Quercus pubescens, Q. canariensis, Q. faginea *y sus híbridos*)

Aunque menos abundantes que los encinares y pinares, los robledales marcescentes también representan la diversidad de los montes mediterráneos, y suelen acompañar y mezclarse con estas especies, incluso formando transiciones hacia formaciones de estaciones más húmedas y frías, como los pinares de pino laricio y silvestre. De hecho, en determinados contextos estas especies suelen tener una buena respuesta para desarrollarse después de una perturbación como un gran incendio, donde la especie principal anterior no es capaz de colonizar el espacio en un primer momento. Es la imagen que forman los robledales de *Q.faginea* en las zonas de pino laricio afectadas por los incendios de la Catalunya Central. También son estos robles los que ganan protagonismo en zonas de pinares de pino silvestre afectadas por sequías intensas.

En cualquier caso, estas quercíneas suelen formar parte de los esquemas de producción de leñas en los ámbitos donde están presentes. En el caso del roble andaluz y puntualmente de roble

pubescente pueden fijarse objetivos de producción de madera de sierra, apostando por árboles de gran diámetro y rectitud de troncos.

Esta frecuente interacción entre especies, sobre todo con las coníferas, genera menos oportunidades de conseguir la estructura más favorable a corto plazo para la integración de funciones. Sin embargo, presentan un gran potencial para dirigir su evolución hacia una situación muy favorable a largo plazo. La estructura forestal objetivo que se persigue generar y mantener es una estructura diversificada y multiestratificada, con tendencia a la capitalización, donde diversas especies de planifolios se desarrollen según las diferentes microestaciones, siempre evitando situaciones de elevada competencia. Esta estructura corresponde a un monte medio mixto, regular o irregular.

Así, la gestión en los rodales dominados por robles marcescentes se centra en regular la competencia del colectivo dominante de robles, entre sí y con las otras especies, modelando la distribución de árboles y especies por estratos (verticalmente) y por bosquetes (horizontalmente).

Entre las especies de *Quercus* se perciben diferencias en cuanto a la estructura que generan y el desarrollo que alcanzan, principalmente basadas en las estaciones que ocupan habitualmente. *Q.faginea* es más abundante en estaciones más limitantes que las ocupadas por *Q.pubescens* y especialmente *Q.canariensis*, por lo que su capacidad de convertirse en especie dominante del dosel arbóreo es menor y las fases de subvuelo acompañante son más frecuentes. Por el contrario, el roble andaluz se asocia frecuentemente con robledales de buena estación aun teniendo una distribución localizada en la Cordillera Litoral, donde es habitual la presencia e hibridación con *Q.petraea*.

5.2 Introducción de medidas de conservación y restauración de la biodiversidad en los itinerarios de gestión: la silvicultura integrativa

La aplicación de técnicas complementarias a las definidas por el modelo silvícola para mejorar la biodiversidad se conoce con el nombre de silvicultura «de retención» *(retention forestry)* y se incluye en la aproximación de la «gestión forestal integrativa» que amplía el foco a la conservación de la biodiversidad y la adaptación al cambio climático. Esta silvicultura ha demostrado que puede contribuir a aumentar la diversidad global y sobre todo la de aquellas especies más exigentes que requieren más tiempo para colonizar un hábitat (Kraus y Krumm 2013, Aggestam *et al.* 2020).

Estas técnicas pueden aplicarse en cualquier enfoque o modelo silvícola (Gustafsson *et al.* 2010, 2020) (figura 7) y consisten **en mantener o restaurar activamente los legados y otros elementos clave** de bosques maduros, descritos en el capítulo 3, como

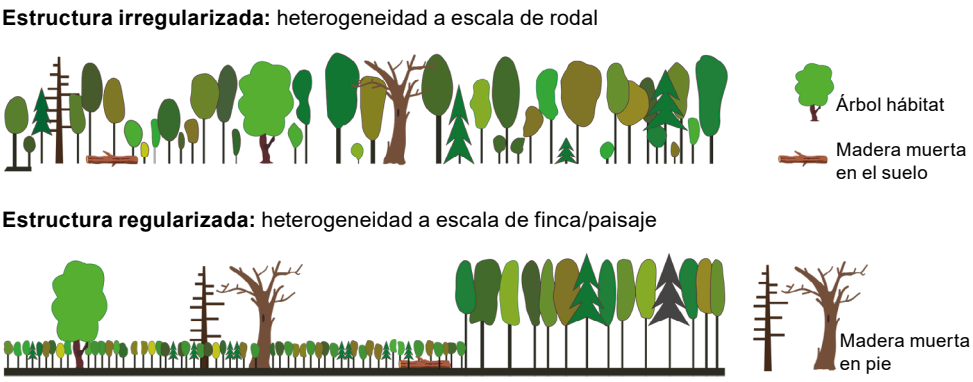


Figura 7. La retención de elementos clave es la primera medida de integración de funciones y se puede realizar en buena parte de los enfoques silvícolas (adaptada de Gustafsson *et al.* 2020).

árboles viejos grandes, árboles con singularidades poco comunes, madera muerta de grandes dimensiones o apertura de claros, con el objetivo de proveer continuidad en la estructura, la función y la composición del bosque a lo largo de generaciones.

Se persigue el objetivo a medio-largo plazo de conseguir un estado forestal más favorable para los diferentes elementos clave de la biodiversidad, a la vez que se mantiene la gestión periódica del rodal por otros objetivos (productivos o de prevención de incendios). Este propósito difícilmente se alcanza en una sola intervención, sobretodo si los rodales forman parte de bosques jóvenes o muy simplificados, por lo que la gestión debe desarrollarse en, al menos, tres pasos:

1) **Conservar** los elementos clave existentes en el rodal.

2) **Mejorar o restaurar** los elementos clave, mciro y mesohábitats, que se encuentran en un estado más crítico y los que ofrecen mejores oportuniddes en las primeras intervenciones.

3) **Alcanzar un estado favorable** para todos los hábitats/elementos clave a largo plazo.

Dado que hay elementos que se degradan con el tiempo, como la madera muerta, y que otros pueden perderse por motivos naturales, como los árboles grandes vivos, se recomienda **incluir la renovación** de los elementos en este proceso.

No obstante, y atendiendo a la propia dinámica temporal del ciclo silvogenético del bosque, así como ocurre en la gestión de estructuras regulares, cabe esperar una variabilidad espacial y temporal de rodales que van pasando por los diversos estados de sucesión. Por ello, en un momento dado, también es planteable, a escala de finca, permitir el ciclo silvogenético completo, de manera que la localización de los rodales maduros (y de otras fases del ciclo) cambie en el tiempo y en el espacio (ver apartado 4.1 sobre la asignación

de objetivos segregados o integrados en la ordenación por rodales).

Las medidas de conservación y mejora de la biodiversidad escogidas para un rodal concreto deben complementar e incluso adaptar el itinerario de gestión según el modelo silvícola escogido, de manera que quede todo integrado de forma coherente en un solo itinerario de gestión.

5.2.1 Medidas encaminadas a retener los elementos clave para la biodiversidad, en la ejecución de cortas y desbroces

La condición mínima exigible a una gestión forestal sostenible, en términos de biodiversidad, es la de identificar y mantener los elementos estructurales relevantes para la biodiversidad existentes en el rodal, puesto que su eliminación podría comprometer la capacidad actual de acoger biodiversidad que, además, es irremplazable a medio-largo plazo.

Cada elemento clave (o grupo de elementos del mismo tipo) para mantener y mejorar la capacidad de acogida de biodiversidad de un rodal puede relacionarse con una directriz silvícola para retenerlo, y se concreta en el diseño de la actuación a realizar en cada rodal. En el apartado 5.2.3 se detallan recomendaciones para definir el número y los umbrales de elementos a retener en las cortas.

Especies protegidas y/o amenazadas

Ya sea por normativa o por el estado de catalogación de las especies de las que se tenga constancia de presencia o influencia en el rodal de actuación, es necesario seguir las orientaciones de gestión de referencia que sean preceptivas o propuestas según la información disponible. Cabe destacar que muchas de las especies catalogadas como amenazadas pueden no disponer de normativa específica o planes de conservación aprobados. De hecho, un gran número de especies no disponen de datos suficientes para catalogarlas como amenazadas o simplemente no están evaluadas (por ejemplo, el 31% de los artrópodos evaluados en el estado español tienen datos insuficientes según Verdú *et al.* 2011), con lo cual hay aún grandes lagunas de información que deberían subsanarse.

Especies arbóreas acompañantes o esporádicas

Se deben conservar sistemáticamente y en la medida de lo posible las diferentes especies autóctonas presentes en el rodal, poniendo especial atención a los individuos más vitales de cada una. En la corta deberá tenerse en cuenta no perjudicarlas (abatimiento y desembosque).

Por ejemplo, en modelos de selección del hábitat por las aves en encinares de la comarca de la Garrotxa (Catalunya), una de las zonas de acciones demostrativas del Life BIORGEST, distintas especies seleccionaron positivamente la mezcla de frondosas (Camprodon 2013), la cual se concentraba en las umbrías y torrenteras. En el mismo modelo, la composición vegetal era acompañada, de forma independiente, por la complejidad vertical de la

vegetación. La composición y la estratificación vertical de especies leñosas ofrecen a las aves y a otros animales recursos tróficos más variados y sustratos de nidificación más accesibles y seguros.

Especies arbóreas alóctonas

Si hay presencia de especies alóctonas (con el ailanto y la robinia como máximos exponentes), debe valorarse en cada caso su eliminación mediante las mejores prácticas existentes y según su capacidad invasora. Los árboles alóctonos de carácter no invasor pueden ser extraídos del rodal cuando compiten o dificultan la regeneración de la vegetación autóctona. Sin embargo, pueden cumplir con funciones ecológicas remarcables que deben valorarse (como la sombra para la educación de pies de especies de interés). Su gestión en un rodal debe sopesar estos aspectos durante la planificación de las actuaciones.

Varios estratos de vegetación, y en particular el matorral bajo

Los desbroces de matorral deben restringirse a casos motivados por criterios de prevención de incendios, de accesibilidad o clara competencia. En caso de que sea necesario realizar desbroces de matorral, éstos serán parciales, selectivos y con la intensidad mínima necesaria de acuerdo con su objetivo. Cuando el objetivo del desbroce sea conseguir una estructura menos vulnerable a los incendios de copa, el sotobosque (incluyendo especies arbóreas en forma de regenerado) debe mantenerse después de la actuación con un recubrimiento alrededor del 30% como porcentaje de compromiso entre los objetivos de biodiversidad y prevención, y estará distribuido por golpes dentro del rodal, con una altura media inferior a 1,3 m. No obstante, se permiten individuos de más altura, incluso tocando las copas de los árboles dominantes, siempre con un recubrimiento total del 20% superpuesto al matorral de menor altura. Se respetarán preferentemente las especies productoras de fruto, las poco representadas, las de crecimiento lento y las de temperamento más sombrío.

Árboles vivos de grandes dimensiones

No se define un diámetro mínimo, sino que éste variará en función de las características de la masa y la calidad de estación del rodal (ver apartado 5.2.3). Así, se mantendrán en el rodal los árboles de mayor diámetro en cada caso. Si, según la corta prevista, se considera necesario dar una orientación de cantidad, se establece un mínimo coincidente con el umbral fijado en el IBP como muy favorable a acoger biodiversidad, es decir 5 árboles > CD 60/ha o 5 de la clase diamétrica superior.

Árboles vivos con dendromicrohábitats (DMH)

En las cortas se retendrán todos aquellos árboles con cavidades autogénicas y de pícidos completas, nidos de grandes aves (plataformas de nidos de más de 35-40 cm) y, en general, aquellos árboles con cualquier otro DMH de grandes dimensiones y/o raros en el rodal, especialmente si son de generación lenta (p.e., cavidades con

mantillo en la base del tronco, dendrotelmos o poliporos perennes). En las actuaciones se debe garantizar que se conservan DMH de todos los grupos ya presentes en el rodal (15 según la clasificación europea de Larrieu *et al.* 2018). También es necesario mantener las lianas presentes (hiedras, madreselvas), en especial aquellas con abundante ramificación, si su densidad en el rodal no es muy elevada (presencia en menos de un tercio de los árboles, con una cobertura en proyección inferior al 25%). Con densidades elevadas, la corta de árboles puede realizarse aunque suponga la eliminación de lianas, siempre priorizando mantener las más ramificadas. En ningún caso se cortarán de manera sistemática las lianas que trepan por los troncos de los árboles que se mantienen en el rodal.

Árboles muertos en pie de Dn >17,5 cm y altura >1 m

De los árboles muertos en pie, la atención se centra en aquellos de máximas dimensiones, y como mínimo los que presentan un Dn >17,5 cm y una Ht >1 m. Deben mantenerse aquellos pies muertos existentes, en especial los de mayores dimensiones (Dn >27,5 cm) y los que presenten cavidades y, en general, árboles en diferentes estados de descomposición. Pueden tumbarse árboles considerados inestables que puedan dificultar la realización de las actuaciones previstas, así como aquellos que puedan suponer un riesgo para el personal operario o para las personas en general si tienen influencia en puntos de paso. Durante las claras de arbolado alrededor de árboles grandes muertos en pie debe asegurarse que no se eliminan los árboles que suponen un acompañamiento o una protección del árbol muerto, para asegurar que siga en pie el mayor tiempo posible.

Los rodales afectados por perturbaciones (incendios, plagas o tormentas) que hayan generado una mortalidad masiva de árboles de todas las dimensiones deben tratarse específicamente bajo un enfoque de recuperación o restauración, sus directrices son diferentes de las que se establecen para la integración de los objetivos de conservación de biodiversidad y producción de madera. El diseño de esas actuaciones debe detallar las cantidades y los tipos de madera muerta a mantener en el rodal, aunque una orientación general sería mantener los árboles de mayor tamaño y aquellos que presenten indicios de cavidades.

Árboles muertos en el suelo de Dn >17,5 cm y longitud >1m

De manera análoga a los árboles muertos en pie, la madera muerta en el suelo considerada de interés es aquella de las mayores dimensiones posibles (Dn >17,5 cm y longitud >1 m) y la representación de diferentes estados de descomposición. En las actuaciones debe evitarse tanto el troceado como el desembosque, en especial las piezas más grandes (Dn >27,5 cm), y solo se modificarán si es necesario para las operaciones a realizar.

En el caso de rodales afectados por perturbaciones, el enfoque es diferente, e igualmente se tratará de una actuación o restauración con directrices específicas.

5.2.2 Medidas que restauran activamente los elementos clave y favorecen la diversificación estructural

En general, en los bosques mediterráneos, los elementos clave para que los rodales presenten una capacidad de acogida de biodiversidad favorable para la mayoría de especies, suelen ser insuficientes. Las causas son variadas y depende del contexto de cada caso, pero las dinámicas generales de reciente expansión y densificación de los bosques hace que sean frecuentes los rodales donde no ha habido el tiempo ni las condiciones necesarias para generar muchos de los elementos clave considerados, como los árboles de grandes dimensiones (vivos o muertos).

También puede ser reflejo de pasadas actuaciones donde se eliminaron los elementos presentes, como las lianas o los árboles de mayor tamaño, o la madera muerta.

La aplicación continuada de una silvicultura que dirija la evolución de la masa hacia una mayor heterogeneidad, diversidad y complejidad, y manteniendo la vitalidad de la vegetación, según se ha expuesto en apartados anteriores, ya supone una medida que favorece la generación y mantenimiento de los elementos clave. Aún así, la inclusión en las actuaciones silvícolas de determinadas medidas que restauran activamente algunos elementos y sus dinámicas, es una estrategia adecuada para aprovechar el potencial de los bosques mediterráneos para mejorar a corto plazo su capacidad de acoger biodiversidad. En todo ello, y al igual que para las medidas de retención, el IBP es una buena herramienta para una primera definición de estas medidas adicionales, modulada por los condicionantes de contexto (ver apartado 5.3, para una propuesta operativa concreta).

Cada elemento clave (o grupo de elementos del mismo tipo) de un rodal puede relacionarse con una directriz silvícola para generarlo o favorecerlo (Emberger *et al.,* 2023), que puede concretarse en el diseño de la actuación a realizar en cada rodal.

La inclusión en las actuaciones silvícolas de determinadas medidas que restauran activamente algunos elementos y sus dinámicas, es una estrategia adecuada para aprovechar el potencial de los bosques mediterráneos para mejorar a corto plazo su capacidad de acoger biodiversidad.

Promover los árboles de interés

Aquellos árboles vivos que puedan considerarse de interés por su valor de biodiversidad pueden ser seleccionados como árboles a mantenerse en el rodal y ser favorecidos en la corta selectiva. Así, se favorece la permanencia y se acelera el desarrollo de los elementos clave detectados. En este grupo de árboles se incluyen los pies de especies acompañantes, esporádicas o amenazadas, los portadores de DMH, los que ayudan a definir la estratificación del dosel, aquellos que

puedan considerarse semilleros directos para alguna obertura y en general aquellos que presenten singularidades relevantes. La corta selectiva a realizar se centra en la eliminación de pies competidores que dificulten su desarrollo futuro e incluso aquellos que dificultan el uso de este árbol por parte de la fauna (ocupación de cavidades, por ejemplo). La competencia entre árboles depende del temperamento de cada especie y de la localización de cada pie, y puede ser por tangencia de copas o sombreado directo, la presencia de las raíces en el mismo estrato u otros factores evaluados en la práctica silvícola.

Crear oberturas o claros con especies florícolas y especies productoras de fruto carnoso

En rodales multifuncionales pueden practicarse desbroces selectivos del sotobosque arbustivo para mantenerlo en baja acumulación de biomasa, con finalidades diversas y complementarias: reducir el riesgo de propagación de incendios, permitir el acceso a los árboles durante una corta (o saca de corcho), mejorar las condiciones para la regeneración arbórea (también por plantación) o reducir la competencia por el agua. En caso de que se realicen, éstos serán selectivos, afectando en lo menor posible –si no favoreciendo –las especies florícolas y productoras de fruto carnoso, incluyendo las especies arbóreas pioneras, a menudo ricas en flores y frutos.

Se puede aprovechar las cortas para generar pequeños huecos o claros para la entrada de especies florícolas, de acuerdo a las condiciones de iluminación, pendiente y otros factores locales, por ejemplo favoreciendo ecotonos o espacios de borde progresivos y escalonados, idealmente formados por una franja herbácea, una franja arbustiva y una cubierta arbórea clara.

Si estos huecos ya existen, pero están dominados por especies sin flor o no hay especies herbáceas, puede plantearse un desbroce para reducir su abundancia y favorecer a especies de interés, o incluso realizar una plantación de enriquecimiento con estos matorrales de interés. En cualquier caso, hay que abstenerse de aforestar espacios que, de manera natural, por las características del terreno (turberas, suelos muy pobres) su vocación ya es arbustiva.

Cuando la masa se gestiona con estructuras regularizadas, se dan menos oportunidades para la apertura de claros, aunque las claras selectivas sí lo permiten puntualmente, sin fomentar por ello la regeneración arbórea. En una gestión de bosque irregular, se contempla la apertura de claros de cierto tamaño para diversificar la heterogeneidad estructural, reducir la competencia por el agua y dar pie al relevo generacional del arbolado, pero estas oberturas también pueden ser aprovechadas para favorecer las especies arbóreas y arbustivas ricas en flores y frutos.

Fomentar la regeneración arbórea (heterogeneidad estructural)

El fomento de la regeneración para favorecer la diversidad de estratos y la composición de la vegetación puede considerarse una medida a caba-

llo entre la liberación de individuos de interés y la apertura de claros. En la práctica silvícola a realizar se definirá si es un objetivo más o menos directo (cortas dirigidas) o bien una consecuencia de la regulación de la densidad del dosel arbóreo mediante claras que afectan a los árboles dominantes. Todo ello debe ser analizado y establecido según el temperamento de las especies, la calidad de estación y el estado de desarrollo de la masa.

Restaurar o generar ambientes acuáticos y rocosos

Los muros de piedra seca son interesantes como refugio para especies de sotobosque. Los pequeños puntos de agua son importantes ya que, aparte de como hábitat pueden utilizarse como abrevadero por las aves y otra fauna, aspecto especialmente interesante en bosques mediterráneos secos. Si se mantienen con agua durante el estiaje pueden suplir la falta de agua al secarse torrentes y balsas naturales. La gestión irá dirigida a mantener la calidad del agua, —evitando que la maquinaria forestal cruce ambientes acuáticos y una posible contaminación (por hidrocarburos, aceites, abonos…)—, mantener el funcionamiento hidrológico y preservando el ecosistema de su entorno directo.

Generación artificial de microhábitats en árboles vivos

Determinados tipos de microhábitats pueden ser generados activamente para fomentar su abundancia a corto plazo. Por ejemplo, pueden generarse fácilmente cavidades con taladro o motosierra que simulen huecos o grietas naturales. Pueden aprovecharse heridas, nudos secos o inicios de cavidad del propio árbol. La fauna puede ocupar estas cavidades de nueva generación al cabo de poco tiempo, como se ha observado en experiencias propias realizadas por el CTFC. Es el caso del murciélago ratonero forestal *(Myotis bechsteinii)*, documentado ocupando una cavidad en pino laricio de la comarca del Solsonès, producida experimentalmente con taladro (figura 8).

Generación de madera muerta de grandes dimensiones

Por la importancia y controversia de esta medida en bosques mediterráneos, se le dedica un apartado propio (5.2.3).

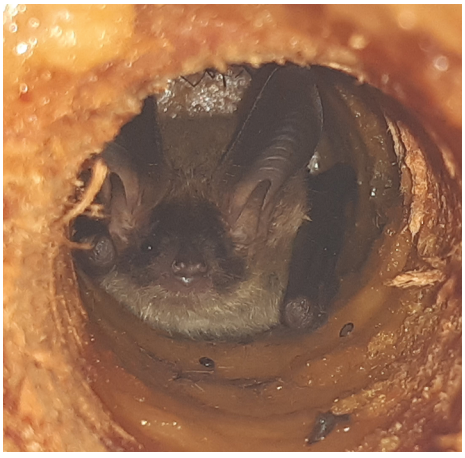


Figura 8. La generación artificial de microhábitats ofrece oportunidades de refugio a corto plazo, como la ocupación observada de *Myotis bechsteinii* en un orificio taladrado en un pino laricio del Solsonès. Foto: David Guixé.

5.2.3 Generación de madera muerta de grandes dimensiones en las cortas

La madera muerta tiene un valor ecológico que debe promoverse de manera genérica en una cantidad suficiente para cumplir con sus funciones ecológicas, también en los montes gestionados con otros objetivos preferentes además de la conservación de la biodiversidad, como se ha detallado ampliamente en el capítulo 3. Tanto es así, que la nueva Ley de Restauración de la Naturaleza de la UE quiere monitorizar la cantidad que existe en los bosques y aumentarla para recuperar la biodiversidad perdida.

¿ Qué cantidad de madera muerta hay que generar ?

Orientativamente, la cantidad de referencia se asocia a la que espontáneamente se produce por episodios de decaimiento por competencia, enfermedad, lignofagia, por el límite de longevidad y por perturbaciones de pequeña intensidad que generan claros en el bosque (Gossner *et al.* 2013, della Roca 2014, Ylisirnio *et al.* 2016). La cantidad también condiciona si este sustrato cumple con sus funciones ecológicas y alberga una fauna saproxílica diversificada (Grove 2002, Müller y Bütler 2010).

Sin embargo, en el caso de los bosques mediterráneos, calcular estas cantidades orientativas es muy complejo, no sólo por la interacción del clima en la generación y descomposición de la madera muerta, sino sobre todo por el largo historial de interacción antrópica y sus efectos en la dinámica del bosque. Además, cabe destacar que la magnitud previsible que tendrían esas cantidades de referencia solo se podría aplicar en casos de bosques en fases avanzadas de madurez, ya que en fases más jóvenes no es esperable una cantidad tan alta. En todo caso, para la compatibilización de función ambiental y productiva se puede considerar que se deben garantizar cantidades superiores a las actuales en bosques jóvenes, e inferiores a las teóricas de fases maduras o senescentes.

Para establecer una cantidad de referencia para un adecuado funcionamiento debe tenerse en cuenta la calidad, el estado de descomposición, la evolución temporal, el tipo de vegetación del rodal y del contorno y su estado de desarrollo, las condiciones ecológicas y fisiográficas, las funciones demandadas y su compatibilización a corto y largo plazo. Además, la cantidad adecuada variaría en el tiempo, puesto que este elemento tiene un proceso de degradación que genera diversas oportunidades a grupos taxonómicos diferentes.

Según MITECO (2023), los valores medios de volumen de madera muerta (en pie y en el suelo) en el conjunto del Inventario Forestal Nacional para las formaciones del Life BIORGEST son 1,6 m^3/ha (un 5,4% respecto al volumen de madera viva) en encinar; 3,1 m^3/ha (9,1%) en pinares de pino carrasco y de 2,4 a 4,6 m^3/ha (3% a 10 %) en robledales marcescentes. Estos valores se consideran bajos incluso considerando las características intrínsecas de los bosques mediterráneos, siempre teniendo en cuenta que se trata de valores medios del IFN para una amplia extensión.

Para la gestión de bosques mixtos mediterráneos subhúmedos, Coello *et al.* (2022) consideran un nivel de referencia adecuado intentar alcanzar entre 20 y 30 m^3/ha de madera muerta total (en pie y en suelo), o bien entre el 3 y el 8% del volumen de madera viva. Por otra parte, Müller y Bütler (2010), en una revisión en bosques bóreo-alpinos y centroeuropeos, proponen un umbral de 20-50 m^3/ha para conseguir una comunidad saproxílica altamente diversificada.

Teniendo en cuenta estos umbrales, y dada la gran diferencia con la cantidad de madera muerta presente en los bosques, las propuestas suelen basarse en recomendaciones que tengan en cuenta la escala de paisaje. Es decir, se contempla una red a partir de aquellos rodales más maduros y con mayores cantidades disponibles y de mayor calidad, que pueden estar conectados mediante la generación de cantidades discretas de madera muerta donde ésta sea escasa (Lachat y Bütler 2007).

En el marco del proyecto BIORGEST, durante los 3 años posteriores a las intervenciones en los rodales mixtos de pino carrasco, se han detectado saproxílicos de 245 especies, de las cuales solo 7 especies suponen un riesgo alto o medio de proliferar como plaga.

En el apartado 5.3 se presenta una propuesta operativa con recomendaciones en cuanto al número de árboles grandes muertos a generar en rodales con objetivo combinado productivo-restauración de la biodiversidad, partiendo de los umbrales IBP y teniendo en cuenta otros factores de contexto.

¿ Generar madera muerta en el monte supone un mayor riesgo de plagas ?

Contrariamente a lo que en general puede resultar esperable, generar y mantener una cantidad moderada de madera muerta en el bosque no tiene por qué convertirse en un foco de plagas de escolítidos (cuadro 3). La madera muerta proporciona hábitat y alimento para una variedad de organismos, incluyendo insectos beneficiosos, hongos, líquenes y aves. Algunos escolítidos y otros insectos, en particular, se alimentan de la madera muerta y desempeñan un papel importante en la descomposición y el reciclaje de nutrientes en el bosque. La diversidad de especies de insectos en un bosque puede ayudar a mantener a las poblaciones de plagas bajo control. Las especies no dañinas pueden competir con las especies de plagas por recursos, limitando su capacidad para proliferar.

En el marco del proyecto BIORGEST, a partir del seguimiento de los rodales mixtos de pino carrasco durante los 3 años posteriores a las intervenciones (figura 9), se han detectado saproxílicos de 245 especies, de las cuales solo 7 especies suponen un riesgo alto o medio de proliferar como plaga (2,8% de las especies observadas; 1,2% de la población). No se ha detectado ninguna afectación por escolítidos, por lo que se puede concluir que la madera muerta generada no ha su-

Cuadro 3.
Madera muerta y riesgo de plagas de escolíticos en coníferas autóctonas

En el mundo forestal, las plagas son un concepto asociado a la pérdida de rendimiento económico en bosques multifuncionales así como un factor de riesgo para los incendios forestales y, por ende, para la persistencia de la masa, con una importante afectación al uso público y paisajístico.

Se considera plaga cualquier explosión demográfica de ciertas especies de insectos, como los escolítidos, que atacan a árboles vivos o moribundos excavando galerías bajo la corteza, y provocando su muerte. Las causas de estas explosiones demográficas suelen ser multifactoriales y se producen de forma natural y cíclica en los ecosistemas, con diferentes factores bióticos y abióticos regulando su ciclo (depredadores y parasitoides principalmente). La mayor recurrencia e intensidad de las afectaciones de plagas se consideran uno de los principales impactos del cambio climático y global, con una gran interacción con las sequías y los incendios forestales.

Los escolítidos autóctonos son especies oportunistas, es decir, que suelen atacar únicamente a las coníferas debilitadas o muertas recientemente. Por tanto, una plaga se puede producir por una acumulación de factores como mantener en el bosque grandes acopios de madera cortada durante los meses de máxima actividad de estos insectos o por la presencia de gran cantidad de pinos vulnerables y debilitados por sequías prolongadas, incendios forestales o rotos y arrancados por temporales.

El seguimiento post-actuación de árboles anillados o cortados para generar madera muerta por el LIFE BIORGEST (pino carrasco, encina y roble), el LIFE PINASSA (pino laricio), el POCTEFA CONECTFOR (abeto, pino negro y pino albar) y el SUDOE CERES (pino negro y pino albar) ha evidenciado la colonización temprana de buena parte de estos pinos, repartidos por el rodal, por parte de escolítidos, sin afectación alguna de los árboles vecinos. Se considera que no supone un riesgo de generar plagas el hecho de generar determinadas cantidades de madera muerta durante las actuaciones silvícolas multifuncionales porque la masa remanente presenta condiciones adecuadas de vitalidad para mantener una vulnerabilidad limitada al ataque de escolítidos.

Figura 9. Trampa pasiva para coleópteros saproxílicos colocada en un rodal BIORGEST (arriba) y un individuo de *Cerambyx cerdo*, especie destacada de coleóptero saproxílico (abajo). Fotos: Jordi Camprodon y Jordi Baucells.

puesto un aumento del riesgo de plaga en este periodo de tiempo posterior a las actuaciones.

¿ Generar madera muerta en el monte supone un mayor riesgo de incendios ?

El proyecto europeo BioAgora (https://bioagora.eu/) ha lanzado el Servicio Científico por la Biodiversidad, que busca síntesis rápidas del conocimiento científico para asesorar decisiones a nivel europeo en este campo. En Catalunya, participan CREAF y CTFC y se enmarca en los trabajos del Observatorio del patrimonio natural y la biodiversidad. Uno de sus primeros informes ha sido el informe de síntesis “Deadwood and Fire Risk in Europe” (Madera muerta y riesgo de incendios en Europa). Este informe concluye que la madera muerta de grandes dimensiones en los bosques europeos tiene bajo riesgo de incendio, pero es crucial para mantener la biodiversidad.

El informe concluye que, aunque puede contribuir al combustible durante los episodios de incendios, su baja inflamabilidad no incrementa significativamente el riesgo. En ecosistemas mediterráneos, con gran afectación por incendios, la escasez de madera muerta sugiere que no es un factor de riesgo determinante, proponiendo su aumento para mejorar la biodiversidad y la salud forestal. El informe destaca que troncos más gruesos pueden aumentar la humedad del suelo y dificultar la propagación del fuego de superficie. También se sugiere evaluar la extracción de madera muerta de pequeñas dimensiones en momentos de sequía, conservando los trozos grandes valiosos para la biodiversidad y con menor riesgo de incendio.

Técnicas para generar madera muerta de grandes dimensiones

Para generar madera muerta de manera activa existen básicamente dos técnicas: el anillado (o desvitalizado) para árboles que quedan en pie y el abatimiento sin desembosque para árboles a dejar en el suelo. En ambos casos su uso debe formar parte del diseño de la actuación silvícola, estableciendo sus criterios y sus cantidades de referencia en cada caso.

a) Generación de madera muerta en pie: anillado y estacas

El anillado consiste en eliminar la corteza y las capas externas de madera (zona funcional para el movimiento de nutrientes de la planta) con una anchura suficiente para asegurar la desconexión del flujo de savia. Habitualmente se centra en pies de coníferas porque se les presupone más facilidad para que el árbol muera en un corto plazo (y sin capacidad de rebrote), aunque la experiencia del proyecto BIORGEST indica que también puede generarse madera muerta en pie de especies frondosas como la encina y los robles, especialmente si coincide con un periodo de sequía intensa como la presente entre los años 2020 y 2023.

Se recomienda anillar árboles del diámetro más grande posible (Dn >27,5 cm) para que pueda ser de

interés para la fauna. Además, es importante que el árbol presente un tronco más o menos recto y una copa equilibrada, más aún si dispone de cierto acompañamiento de los árboles vecinos, porque interesa que el árbol anillado aguante el pie el mayor tiempo posible. La altura del tronco donde realizar la operación también puede influir en el tiempo que aguanta en pie, por lo que se recomienda realizarla lo más alto posible dentro de la ergonomía del trabajo con motosierra (figura 10). Los árboles a anillar se eligen de entre la selección de árboles que deben ser cortados (eliminados) como parte de la actuación silvícola, especialmente de aquellos considerados competidores de árboles de futuro cuando éstos sean individuos jóvenes que requieran una puesta en luz progresiva o bien cuando su abatimiento y desembosque pueda generar daños a árboles de interés.

Adicionalmente a los árboles anillados puede aportarse un tipo especial de madera muerta en pie que es la aportada por estacas o cepas altas (>1 m), especialmente si presentan briófitos o líquenes. Se trata de cortar algunos árboles a la mayor altura posible que permita la ergonomía de la operación en lugar de por la base. Estas estacas deben localizarse de manera que no dificulten el desembosque de los árboles cortados. Habitualmente es una buena oportunidad en aquellos árboles situados en taludes o márgenes, o bien aquellos que tienen rocas en la base u otros impedimentos para ser cortados por la base. También es adecuado cortar en alto aquellos árboles con una pronunciada curvatura u otras

Figura 10. Anillamiento de un roble a la altura de los hombros en un rodal de masa mixta de encinas y robles, realizado como parte de la actuación silvícola de clara y desbroce.

malformaciones en la base, de manera que el desembosque, apilado, transporte y, en definitiva, el aprovechamiento sea más eficiente.

b) Generación de madera muerta en el suelo

Para generar madera muerta en el suelo basta con cortar pero no desemboscar algunos árboles. Como en el caso anterior, el objetivo se centra en árboles grandes, con Dn >27,5 cm, para que pueda ser de interés para la fauna, y de varias especies (no solo coníferas, figura 11). Los árboles a dejar pueden ser aquellos de menor calidad de producto maderero, y en general aquellos cuyo desembosque sea muy dificultoso o pueda generar un daño significativo a algún elemento de valor a mantener en el rodal. Adicionalmente, el árbol a dejar puede ser cortado con cierta altura para generar una cepa alta de las descritas en el apartado anterior.

Respecto al ramaje, se recomienda no hacer nada según cae el árbol, a no ser que éste quede trabado sin llegar a tocar el suelo, o bien exista un condicionante técnico que obligue a reducir los restos de corta para evitar acumulaciones. En tal caso se desramará el tronco y las ramas leñosas de diámetro superior a 5 cm e inferior a 17,5 cm se cortarán en piezas de 1 m.

Figura 11. Piezas de madera muerta dejadas en el suelo. Izquierda, pino piñonero sin desramar. Derecha, encinas desramadas y cortadas a 2 m de largo.

5.3 Adecuación de las medidas propuestas al contexto de cada rodal. ¿Qué, dónde y cuánto?

No existe una receta única para definir qué medidas implementar y que cantidades de referencia deben tener en todos los casos, puesto que el contexto de cada rodal hace necesario una adaptación específica. Son determinantes las características de la estructura de la vegetación y su composición, su fase de desarrollo (incluyendo el historial de gestión y perturbaciones), las condiciones climáticas y edáficas y el contexto espacial en el que se inserta ese rodal. Por supuesto, el factor más importante a tener en cuenta para adecuar el diseño de las medidas a implementar es la existencia previa de elementos de valor (tipos, cantidades, estado y distribución), por lo que se hace necesario partir de un análisis detallado del rodal antes de implementar cualquier medida.

En este apartado se presentan las herramientas disponibles y los criterios a tener en cuenta para poder adecuar las medidas de conservación y mejora de la biodiversidad a las necesidades de los distintos rodales.

Cabe destacar la importancia de monitorear los indicadores a largo plazo, ya que los cambios en la biodiversidad y la estructura del bosque pueden llevar tiempo. Además, estos indicadores deben ser considerados en conjunto, ya que un bosque puede ser fuerte en un área pero débil en otra. Por lo tanto, una evaluación exitosa requiere un enfoque equilibrado y a largo plazo. Como se ha comentado en capítulos anteriores, la temporalidad de las actuaciones y la minimización de red viaria son acciones importantes para la adecuación y compatibilización de objetivos de conservación con los productivos, pero estos factores no se incluyen en este apartado, centrado en los factores intrínsecos del rodal en relación a su capacidad de acogida de biodiversidad actual y potencial.

5.3.1 El Índice de Biodiversidad Potencial (IBP): Diagnóstico inicial y umbrales

El diagnóstico, previo a la actuación, basado en la aplicación del Índice de Biodiversidad Potencial (Larrieu Y Gonin, 2008; ver descripción en el capítulo 4) **facilita la toma de decisiones sobre qué y cuánto podemos mejorar** en relación a la capacidad de acoger especies del rodal, del mismo modo que el inventario dasométrico informa sobre el peso de la corta y los criterios a aplicar.

El IBP es una herramienta generada por el trabajo colaborativo de varias regiones, actualmente coordinadas en un Comité Internacional. Una de las tareas más importantes de este Comité, en cuanto a la estandarización y adaptación del IBP para diversos ámbitos, es la definición de los umbrales de cada factor, así como algunas consideraciones a tener en cuenta (por ejemplo, cierta modulación de umbrales en casos de calidad de estación baja o bosques de especies de crecimiento lento). En el marco del proyecto BIORGEST, el Comité Internacional ha acordado la aprobación de la ver-

sión actual del IBP (versión 3), y su adaptación a los bosques de Cataluña (Baiges *et al.,* 2022).

La figura 12 muestra la representación gráfica de una diagnosis de IBP a escala de rodal, que ya, orientativamente, da una idea de las prioridades para el diseño de medidas, tanto para retener como para restaurar elementos de valor para la biodiversidad. El análisis del estado de los distintos factores permite definir actuaciones de conservación y mejora concretas para cada uno de ellos. Los factores más abundantes se valoran desde la retención mientras que los factores más escasos se valoran desde la perspectiva de mejorarlos activamente, teniendo en cuenta la capacidad de cambio a corto plazo (no se pueden "generar" árboles grandes en una intervención, es el propio desarrollo progresivo de la masa lo que propiciará su aparición).

Los umbrales establecidos en el IBP para cada factor para definir la capacidad de acoger biodiversidad desde "No favorable (0) a "Muy favorable" (5) también puede utilizarse como una **primera orientación para concretar numéricamente las medidas de retención y restauración propuestas** (cuadro 4). Así, el valor de referencia será el del umbral considerado como "muy favorable" para acoger biodiversidad en el IBP, es decir, el que corresponde a la puntuación 5 para cada factor, definido a partir del conocimiento científico existente (Larrieu y Gonin, 2008) y los trabajos de calibración periódicos que se realizan (p.e. Zeller *et al.,* 2022).

Como referencia general para la gestión en rodales de las formaciones forestales del ámbito del proyecto BIORGEST se recomienda seguir los umbrales del IBP establecidos en la versión para la Región Mediterránea

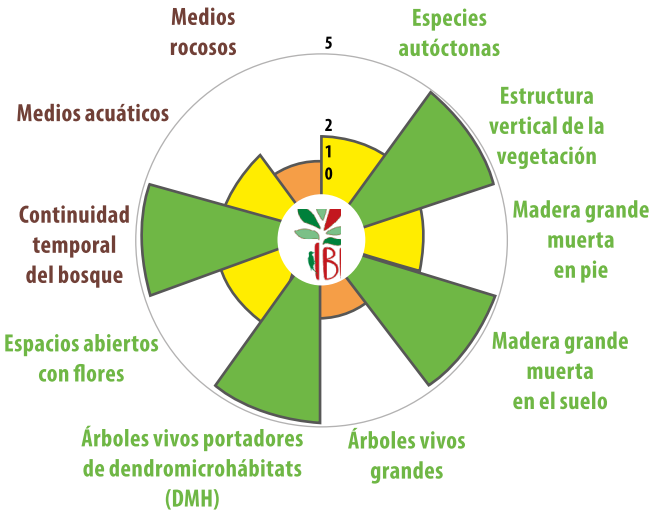


Figura 12. Ejemplo del estado en que se encuentran los factores de un rodal. En este caso, las intervenciones deberían centrarse especialmente en la mejora de la madera muerta y de los árboles grandes vivos, en la conservación de los espacios abiertos con plantas florícolas y la retención de los árboles vivos portadores de dendromicrohábitats.

Cuadro 4.
Uso de los umbrales IBP como referencia

Las cantidades (y los tipos) de cada elemento de valor a mantener o restaurar en el rodal son aquellas que permiten mantener un estado favorable para acoger la máxima biodiversidad posible, garantizando su continuidad en el espacio y en el tiempo (Emberger *et al.,* 2023).

Para concretar numéricamente los **elementos a retener**, como primera orientación general, pueden utilizarse los umbrales definidos en la valoración del Índice de Biodiversidad Potencial (IBP). Por un lado, como mínimo, se buscará retener aquellos elementos que permitan mantener la puntuación obtenida para cada factor en la evaluación del IBP, previa a la corta. De esta manera, se debería mantener la presencia de todos los diferentes elementos de valor detectados, como sigue:

- Si la presencia de algún elemento clave es escasa (por ejemplo, no obtiene se la puntuación máxima en el IBP para ese factor), se deberían retener todos los individuos presentes en el rodal. En el caso de los árboles de gran diámetro, aunque los árboles del rodal no lleguen al diámetro mínimo establecido para ser considerados "árboles de gran tamaño", siempre podran retenerse para su conservación a largo plazo, un cierto número de árboles de la clase diamétrica superior o mayor al diámetro de corta establecido.

- En el otro extremo, si hay factores clave que ya presentan un estado muy favorable (por ejemplo, con puntuaciones > 5 en el IBP previo), aun intentando mantener el mayor número posible de individuos en las actuaciones, se podrá contemplar la extracción de cierta cantidad de éstos.

En relación a los elementos a restaurar, las cantidades objetivo serán, como mínimo, las establecidas para los estados "Muy favorables" a acoger biodiversidad (= puntuación máxima, 5) para cada factor del IBP. No obstante, este objetivo puede plantearse para una o más actuaciones sucesivas, teniendo en cuenta, por un lado, la propia dinámica de los elementos (descomposición de la madera muerta, por ejemplo) y, por otro, las características propias del rodal en cuanto a estado de desarrollo. Esto se traduce en priorizar aquellos elementos que pueden considerarse más propios de la fase actual y que se detectan ausentes (por ejemplo, heterogeneidad estructural en masas jóvenes), respecto de otros que corresponden a fases más avanzadas (por ejemplo, árboles vivos o muertos de grandes dimensiones).

Hay que tener en cuenta que los umbrales IBP, aún estando respaldados científicamente, se han definido para ser usados en un índice que se obtiene a partir de una "observación no exhaustiva" de la presencia de los distintos elementos clave. Por tanto, cabe considerar estos umbrales como mínimos a conseguir en rodales con objetivo combinado, pero suficientes para garantizar este estado "muy favorable" a la acogida del máximo número de especies.

(tabla 1). Se incluyen los Factores de Rodal, que son los más modificables con acciones de gestión, en comparación a los Factores de contexto (Continuidad temporal del bosque, Medios acuáticos y Medios rocosos).

En determinados contextos, como estar situado en un espacio natural protegido (EIN de Natura 2000 y también Espacios Naturales de Protección Especial, principalmente) o bien cuando el objetivo de conservación de biodiversidad es prioritario en el rodal o la finca (por decisión de planificación propia o por indicación de planificaciones de nivel de paisaje), se pueden fijar valores de referencia mayores, por ejemplo, en reuniones de expertos dentro del proyecto BIORGEST, algunos expertos han propuesto ampliaciones del orden de una o dos veces más de los marcados en el umbral de mayor puntuación de cada factor en el IBP (excepto para los espacios abiertos con flores).

Igualmente, si se trata de un rodal pequeño gestionado dentro de una gran matriz no gestionada y con presencia significativa de elementos clave, como puede ser gran cantidad de made-

Tabla 1. Valores umbral de cada indicador para la capacidad de acogida de biodiversidad del Índice de Biodiversidad Potencial para la región mediterránea (IBP Cat-Med v3.0)

Capacidad de acoger biodiversidad		Valor umbral			
		Muy bajo 0	Bajo 1	Medio 2	Alto 5
Indicador	Variable				
Especies arbóreas autóctonas	Número de géneros presentes	1	2	3-4	≥5
Estructura vertical de la vegetación	Número de estratos de vegetación con recubrimiento >20%	1	2	3-4	5
Madera muerta en pie	Abundancia de árboles muertos o estacas de h >1 m, pies/ha. Madera muerta grande (MMG) si Dn >27,5 cm. Madera muerta mediana (MMM) si Dn de 17,5 cm a 27,5 cm	<1 MMG y <1 MMM	<1 MMG y ≥1 MMM	≥1 y <3 MMG	≥3 MMG
Madera muerta en el suelo	Abundancia de troncos de longitud >1 m, pies/ha. Madera muerta grande (MMG) si Dn >27,5 cm Madera muerta mediana (MMM) si Dn de 17,5 cm a 27,5 cm.	<1 MMG y <1 MMM	<1 MMG y ≥1 MMM	≥1 y <3 MMG	≥3 MMG
Árboles vivos grandes	Abundancia de árboles vivos, pies/ha. Muy grandes (AMG) si Dn >57,5 cm. Gandes (AG) si Dn de 37,5 a 57,5 cm.	<1 AMG y <1 AG	<1 AMG y ≥1 AG	≥1 y <5 AMG	≥5 AMG
Árboles vivos portadores de dendomicrohábitats	Abundancia de árboles vivos portadores (pies/ha), según tipos catalogados	<2	≥2 y <3	≥3 y <8	≥8
Espacios abiertos con flores	Superficie de espacios abiertos con vegetación con flores, permanentes o temporales, en % respecto del total del rodal. Aberturas del dosel, zonas poco densas y espacios de borde.	0	0	<1% o >5%	≥1 y ≤5

ra muerta de grandes dimensiones o múltiples estratos de vegetación, las medidas de conservación podrán modularse para centrarse en garantizar la conectividad a través del rodal getsionado.

5.3.2 Fase de desarrollo en la que se encuentre el bosque

Atendiendo a la capacidad de albergar biodiversidad de cada rodal y la fase de desarrollo en la que se encuentre, las medidas deberán dirigirse hacia la conservación de la biodiversidad existente y/o hacia su mejora. En relación a este segundo caso, el plazo en el cual puede conseguirse dicha mejora dependerá del grado de madurez de la masa, que condiciona la posibilidad y, sobre todo, la idoneidad, de forzar la generación de elementos clave a corto plazo.

En la tabla 2 se definen los **itinerarios posibles para la conservación y mejora a corto plazo de la capacidad de acogida de biodiversidad**, donde se refleja la necesidad de aplicar diferentes grados de intervención en función del estado inicial del rodal. Si se contemplan **cortas de regeneración** o **cortas post-perturbación**, el itinerario de biodiversidad debe ser el de Intervención Alta.

Tabla 2. Itinerarios para conservar o mejorar a corto plazo la capacidad de acogida de biodiversidad

Estado inicial del rodal		Itinerarios para la conservación y mejora a corto plazo de la biodiversidad	Código itinerario
Capacidad actual de acogida de biodiversidad (valor absoluto; % IBP gestión	**Estructura y fase de la masa forestal**		
(Muy alta) (>28; >80%)	Cualquiera	**Intervención Baja:** asegurar la retención de los elementos más singulares, con señalamiento si es necesario	IB
(Alta) (21-28; 60-80%)	Cualquiera	**Intervención Media:** en la corta, priorizar la retención de los elementos de mayor valor. Posibilidad de pequeñas intervenciones puntuales de generación de madera muerta y/o asegurar la apertura de claros, según puntuació IBP en estos factores.	IM
(Media) (14-21; 40-60%)	Cualquiera	**Intervención Alta:** retención sistemática de pies singulares (requiere señalamiento), apertura de claros y generación activa de madera muerta mediana y grande (≥CD20, preferible CD≥30)	IA
(Baja) (7-14; 20-40%)	Masa regularizada joven	**Intervención Baja:** asegurar la retención de pies adultos remanentes.	IB
	Masa regularizada adulta o masa irregularizada	**Intervención Alta:** retención sistemática de pies singulares (requiere señalamiento), apertura de claros y generación activa de madera muerta mediana (≥CD20)	IA
(Muy baja) (<7; <20%)	Masa regularizada joven	**Sin intervención específica**	NI

5.3.3 Patrón de perturbaciones

En los ecosistemas mediterráneos, las perturbaciones son variadas, intensas de amplia ocurrencia espacio-temporal, por lo que son un factor inherente al medio que condiciona (e incluso modula) la planificación y la realización de actuaciones forestales. Claramente, las sequías, incendios, plagas y enfermedades, tormentas y sus combinaciones deben ser analizadas e integradas en el proceso de toma de decisiones desde la planificación estratégica hasta la ejecución y seguimiento de las intervenciones silvícolas.

Lo mismo ocurre para el caso específico del diseño de medidas de integración de la biodiversidad, ya sean de retención o de generación de elementos de valor, puesto que las perturbaciones son también generadoras de algunos de ellos y debe evitarse la redundancia (generación artificial y espontánea) para no dar lugar a una situación desfavorable, o simplemente por eficiencia en el uso de recursos. Ejemplo de esto puede ser la sobreabundancia (madera muerta, figura 13) o la eliminación de algún elemento de manera espontánea después de haber sido generado activamente (árboles anillados para madera muerta en pie que caen al suelo por efecto del viento).

5.3.4 La Tipología Forestal Arbolada

Una Tipología Forestal Arbolada es la definición de una unidad de gestión (rodal) en base a atributos directamente relacionados con la fijación de objetivos y el diseño de actuaciones forestales, tal como se define en las ORGEST como herramienta de planificación y gestión (Piqué *et al.* 2014). En concreto, los atributos fundamentales son la composición específica (formación forestal) y la calidad de estación (contexto ecológico, edáfico y fisiográfico). La forma fundamental de masa (monte bajo vs. monte alto), la forma principal (estructura regular vs. irregular) y la clase natural de edad (masa más o menos desarrollada), suelen ser también atributos determinantes para la gestión.

Por ende, este contexto es importante para definir las medidas de integración, puesto que son factores que dependen de los atributos de la tipología forestal presente, y que a la vez muchos de ellos tienen dinámicas propias condicionadas por los factores de contexto que influyen en el desarrollo de la masa.

Ur, consequis etur? Vit, sequam atquatatibus sanda volessu nturibus, ut optatib ernate pro cores sectatur?

Ro tessum fugitati blanto moluptatus aut doluptibus dolorro voluptatur re dolent vendae con nit et essitii ssequae officid et as

En función del comportamiento y los rasgos funcionales de las tres formaciones forestales consideradas en el proyecto BIORGEST para realizar actuaciones demostrativas a continuación se aportan matices y condicionantes para algunas medidas de conservación a aplicar, que también pueden ser de aplicación en otros contextos similares.

Figura 13. Rodal de pino carrasco afectado por una tormenta, que ha generado gran cantidad de madera muerta de manera espontánea.

Los encinares situados en buenas calidades de estación tienden a excluir o limitar la presencia de otras especies arbóreas en el interior de la masa, especialmente coníferas de temperamento pionero. Por ello, es recomendable mantener de forma activa (incluso fomentando) pies de especies acompañantes. Por un lado, el objetivo sería disponer de variedad de especies acompañantes o esporádicas que aportan diversidad biológica y valor para la fauna, como los serbales, arces, fresnos, otros planifolios y los mencionados pinos. Por otro lado, determinadas especies pueden ofrecer un valor de alimentación y refugio por disponer de madera menos dura que la de la encina, habitualmente con troncos más altos y gruesos, como los chopos o los propios pinos. Suele ser habitual encontrar actividad de aves forestales asociadas a cavidades en zonas de elevada presencia de estas especies acompañantes (por ejemplo a lo largo de torrentes) dentro de los encinares.

Otro atributo a tener el cuenta es la estructura, especialmente en encinares de rebrote. La dinámica de la masa lleva a generar estructuras densas y monoestratificadas. Esto no solo dificulta el desarrollo de otras especies arbóreas sino también del sotobosque. Es más favorable para la biodiversidad regular la cobertura arbórea de manera que se permita un cierto desarrollo del estrato arbustivo y también de lianas en estos encinares, puesto que tienen potencial para la presencia de especies productoras

de fruto de interés para la ornitofauna (madroño, lentisco, mirto, majuelo, hiedra, zarzaparrilla…).

Por otro lado, la alta capacidad de rebrote de la encina, incluso de pies de gran diámetro, es un factor a tener en cuenta. Primero, porque de una manera más o menos activa debe fomentarse o favorecerse la regeneración por semilla, por la variabilidad genética. Los árboles identificados como originados por semilla deben ser considerados como árboles de interés para favorecer mediante las claras selectivas. Es importante, también, regular con precisión la apertura del dosel para controlar la respuesta de la rebrotada y ajustarse al objetivo de la actuación (si se decide fomentar la renovación de la masa o no). En claras de encinares adultos se recomienda mantener una cobertura del arbolado mínima del 60% justo después de las actuaciones para impedir que haya fuertes rebrotes, aunque esto no debe impedir, si así se contempla, generar algún claro para facilitar la entrada de especies florícolas y/o el regenerado. Coberturas de más del 70% favorecen las especies esciófilas como *Viburnum tinus*.

La encina provee más variedad de microhábitats que los pinos, incluso las de poco diámetro e incluso las de rebrote (por ej. cavidades en tronco o cepa). Si se las deja crecer (encinas de semilla) semillas pueden formar cavidades, madera muerta, acoger epçifitas (líquenes, moles, helechos), dendrotelmas, etc. En los encinares, el estrato arbustivo y de lianas es especialmente rico y esplendoroso. Varias especies de fauna mediterránea son exclusivas de este estrato. Las especies productoras de fruto (mazo, lentisco, murta, arítjol, hiedra, arzo blanco, etc.) son especialmente interesantes para la alimentación de la ornitofauna, sobre todo en periodo de paso y durante la invernada.

Pinares de pino carrasco (bosques dominador por Pinus halepensis*)*

Como ya se ha comentado antes, la situación más común de los pinares de pino carrasco es la de un bosque de primera generación, ya más o menos adulto, que viene a ocupar un espacio abierto cuyo uso principal ha cesado. O bien se trata de una zona afectada por un gran incendio forestal donde el pino ha sido capaz de regenerar y recolonizar el espacio.

Por tanto, la fase de desarrollo de la masa es determinante para establecer qué elementos de valor puede presentar en ese momento (aunque sean ausentes) y los que puede generar a más largo plazo. En todo caso, la diversidad de especies arbóreas y arbustivas es un factor principal a tener en cuenta, puesto que su promoción ayuda a mejorar tanto la composición específica como la estructura de la vegetación. Se recomienda fomentar la instalación y desarrollo de otras especies, principalmente quercíneas pero también otros planifolios, primero como sotobosque que aprovecha la facilitación del dosel de pinos y progresivamente ocupando espacio en ese dosel dominante.

Por su capacidad de colonización y su alta resistencia a condiciones de sequía e insolación, es habitual también encontrar pinares en estaciones muy limitantes (e incluso excluyentes)

para el desarrollo de otras especies arbóreas. Además, en estos casos los pies de pino no llegarán a desarrollar dimensiones comparables a las mejores estaciones. Por ello, en estas situaciones se recomienda centrarse en la propia persistencia de la masa (regulación de competencia entre árboles y fomento de la regeneración cuando corresponda), con una gestión dirigida a mantener una cubierta arbórea continua y vital en la medida de lo posible.

Robledales de robles marcescentes (bosques dominados por Quercus pubescens, Q. canariensis, Q. faginea *y sus híbridos)*

Estos robledales se pueden presentar en una diversidad de situaciones, con estructuras más o menos heterogéneas y diversas. En rodales de roble con presencia de pino se recomienda mantener la presencia de las coníferas, especialmente en aquellos casos en que actúan como especie acompañante o esporádica, puesto que aportan un elevado valor para la biodiversidad, ya que suelen ser los árboles con mayores diámetros y alturas, y constituyen la madera muerta grande tanto en pie como en suelo del futuro.

Además, los robles tienen un gran potencial como árboles portadores de dendromicrohábitats, también los generados por rebrote, entre los que destacan los briófitos gracias a la corteza rugosa. En todo caso, y aunque la capacidad de rebrote sea menor que la de la encina, la gestión debe fomentar de manera activa la presencia de robles originados por semilla.

Ur, consequis etur? Vit, sequam atquatatibus sanda volessu nturibus, ut optatib ernate pro cores sectatur?

Ro tessum fugitati blanto moluptatus aut doluptibus dolorro

5.4 El señalamiento en las cortas

Todo lo expuesto en el presente capítulo requiere ser llevado a la práctica con la mayor fiabilidad posible, por lo que el señalamiento o marcaje en las actuaciones silvícolas es fundamental. El señalamiento de los árboles a cortar o a favorecer, de las zonas de matorral a desbrozar o respetar, de los árboles a anillar o a dejar en el suelo, y en general todo aquello que requiera una selectividad, permite desligar el momento de la toma de decisiones del momento de su ejecución. Esto es, que la persona que decide la traducción a la realidad de la actuación diseñada no es la misma que la ejecuta (o al menos no lo hace en el mismo momento), por lo que ambos procesos son más eficientes. La persona que marca no debe preocuparse de los elementos propios de la ejecución, como la seguridad en el trabajo o la organización operativa de la corta y el desembosque (figura 14). A su vez, la persona que corta solo debe atender a las indicaciones (marcas de pintura

Figura 14. Las claras selectivas requieren analizar cuidadosamente las condiciones de competencia-facilitación entre árboles, proceso en el cual es determinante evaluar la forma y la posición de las copas y su interacción. Procesos como este son mucho más eficientes si se realizan en un señalamiento previo a la ejecución de la corta.

o chaspes, habitualmente) y no necesita evaluar criterios de la actuación a realizar, por lo que puede organizar las operaciones de manera más eficiente (figura 15).

El marcaje de las actuaciones son las mejores instrucciones prácticas que se pueden dar al personal operario con tal de asegurar una ejecución precisa. Sin embargo, siempre se deben explicar los criterios de marcaje, los objetivos de la actuación y el marco general de gestión a implementar a las personas implicadas en todo el proceso, incluyendo quien ejecuta las cortas. Esto forma parte de la transferencia del diseño a la realidad, puesto que mientras se realizan las intervenciones puede ser necesario tomar alguna decisión que afecte a su resultado, como por ejemplo si un árbol abatido queda trabado en las copas de otros árboles y necesario cortar algún árbol no marcado. En este caso, si el personal conoce los objetivos de gestión y de la actuación en concreto, podrá tomar decisiones alineadas al respecto. Además, la experiencia adquirida será más completa y las mismas personas

Figura 15. Cuando se realizan las actuaciones, el señalamiento previo facilita la eficiencia del proceso. En este momento se priorizan aspectos relacionados con la seguridad y la organización espaciotemporal del abatimiento, desramado y desembosque.

tendrán más capacidad de aplicar soluciones similares en otros rodales con contextos parecidos, de manera que el conocimiento se va integrando en la práctica habitual.

Por otra parte, durante el señalamiento es muy importante conocer e integrar aspectos de la operatividad de la actuación. Para acabar de decidir si un árbol se corta es necesario pensar también cómo sería su abatimiento y su desembosque. Es necesario disponer de conocimientos sobre la organización del trabajo para colocar las marcas de manera visible, para saber qué árboles pueden ser afectados por el abatimiento o desembosque de otros, etc. De hecho, el proceso habitual de marcar una actuación sigue el patrón de cómo se realiza la corta, esto es de abajo a arriba de la pendiente y partiendo desde el acceso de la maquinaria (figura 16).

Con todo, el propio señalamiento es un proceso que también debe adaptarse a las condiciones propias del rodal y del contexto de gestión. La accesibilidad y transitabilidad del rodal es determinante para realzar el señalamiento. En rodales con mucho sotobosque puede ser necesario realizar un desbroce selectivo previo para facilitar el paso, tanto para marcar como para después ejecutar la corta. Habitualmente se marcar los árboles a cortar porque son menos que los árboles que se deben mantener. En ciertos contextos (masas muy homogéneas, personal operario muy especializado) puede ser suficiente marcar solo los

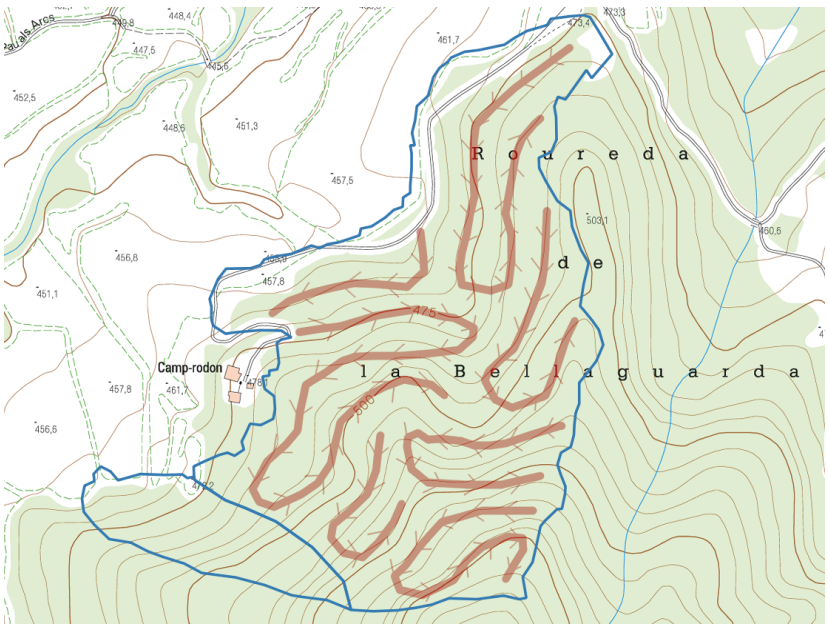
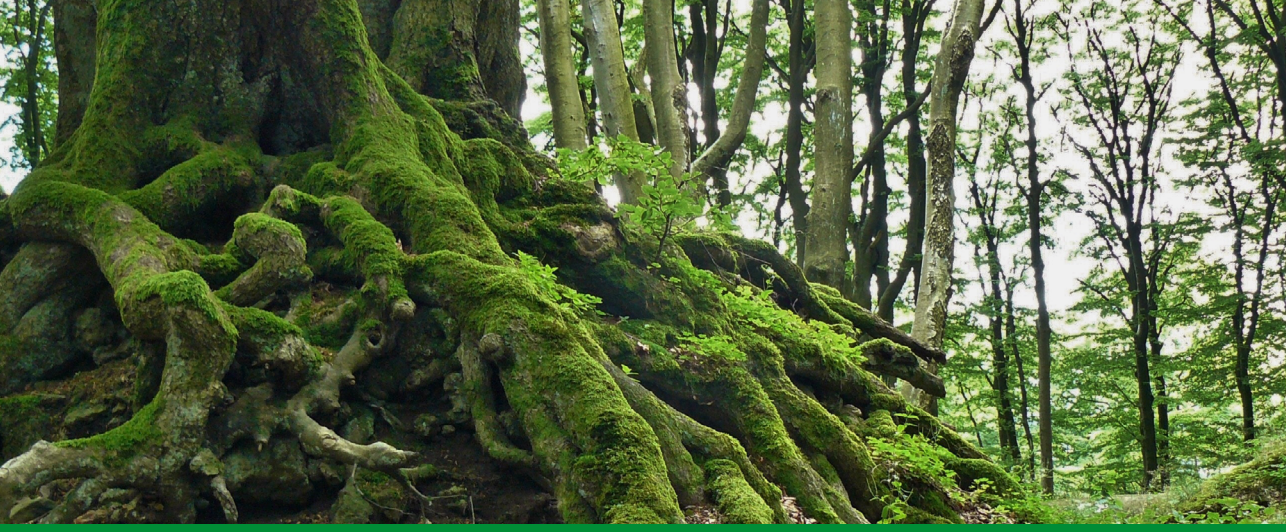


Figura 16. Ejemplo de las rutas a seguir por el interior de un rodal demostrativo BIORGEST para realizar el señalamiento de una clara selectiva e integrando medidas específicas para retener y promocionar elementos de valor para la biodiversidad.

árboles de futuro o de interés y otras acciones puntuales como la generación de madera muerta. En general, es recomendable siempre marcar los árboles a promocionar y/o proteger (figura 17), porque eso facilita que durante la ejecución se evite dañarlos. No obstante, en sucesivas actuaciones estos árboles se habrán desarrollado más que los de alrededor y además ya no tendrán competidores directos muy cercanos, y serán más identificables por sí solos en el futuro como buenos árboles.

Figura 17. Identificar los árboles de futuro o de interés para mantener en el rodal facilita tanto el proceso de señalamiento de la actuación como su ejecución.



Capítulo 6

GESTIÓN DE RODALES MADUROS O PRÓXIMOS A LA MADUREZ

6. GESTIÓN DE RODALES MADUROS O PRÓXIMOS A LA MADUREZ

El destino de los rodales con un objetivo exclusivo de conservación suele ser la **evolución libr**e para avanzar hacia la madurez (excepto si para mantener los objetivos de conservación se necesita la aplicación de actuaciones, como podría ser el caso de rodales para la conservación de una especie en concreto o de rodales donde se decida acelerar los procesos ecológicos asociados a la madurez).

En las fases más avanzadas del ciclo silvogenético (ver capítulo 2.1.1) los procesos ecológicos asociados a la dinámica natural del bosque (crecimiento, senescencia y muerte de grandes árboles) provocan la aparición de nuevas condiciones microambientales que se transforman en oportunidades para muchas especies de fauna y flora (Brotons *et al.* 2020). La escasez de rodales en esta fase de madurez y senescencia hace que la biodiversidad forestal relacionada con estas fases haya llegado a hacerse tan escasa que se puede afirmar que la mayor parte de las especies forestales amenazadas se localizan en los rodales maduros (EUROPARC-España, 2020). Además, identificar y conservar estos pocos rodales maduros existentes permite obtener valores de referencia de las características estructurales y de composición más directamente relacionados con la madurez, proporcionando referentes para una silvicultura cercana a la naturaleza (Keeton 2006, Tíscar 2006, Kruum *et al.* 2020, Larsen *et al.* 2022).

Dado que la superficie de bosques maduros o en fases avanzadas del ciclo silvogenético es muy reducida, como consecuencia de la historia de perturbaciones (naturales y antrópicas) que han sufrido los bosques en el mediterráneo, la gestión a evolución libre puede complementarse con actuaciones de restauración de procesos naturales en rodales próximos a la madurez. Esto se consigue promoviendo actuaciones silvícolas de baja intensidad que aceleren la presencia de atributos de madurez y preparen el bosque a una futura dinámica natural. Entre ellas, cabe considerar el uso del fuego prescrito para simular perturbaciones de baja intensidad, como son los fuegos de superficie, uno de los principales elementos naturales de los ecosistemas mediterráneos (Domènech *et al.* 2018). En este sentido, en Cataluña se dispone de un documento técnico para la caracterización de bosques con atributos de madurez y para definir las actuaciones de gestión a implementar para su conservación y mejora (Pallarés *et al.* 2022).

La restauración de las estructuras, atributos y procesos ecológicos pro-

pios de los bosques maduros, con la consecuente biodiversidad asociada, se puede conseguir de dos maneras distintas:

- **Gestión pasiva en rodales a evolución natural**

  Esta aproximación implica dejar que la naturaleza siga su curso y esperar que la dinámica natural, junto con las perturbaciones naturales de baja intensidad, aunque frecuentes, forme estructuras propias del bosque maduro, sin ninguna intervención humana directa. Perturbaciones tales como pequeños incendios, viento, nevadas o plagas forestales tienen una gran influencia sobre la estructura del bosque, creando características de madurez tales como aperturas en el dosel (pequeños claros), árboles de gran tamaño muertos en pie, árboles tumbados arrancados de raíz que forman micro-topografía, pies rotos que crean dendromicrohábitats, etc. La estructura resultante de los cambios del bosque a lo largo del tiempo está determinada por el tipo, frecuencia e intensidad de las perturbaciones naturales. Dado que no hay extracción de madera, este tipo de gestión producirá a la larga la apariencia de un bosque primario. Sin embargo, se puede tardar mucho más de 100 años para conseguir alcanzar estas características de bosque maduro, dinámica que puede ser todavía más lenta en las condiciones climáticas de los bosques mediterráneos.

  Si bien la gestión pasiva significa que no hay intervención humana, no significa “no hacer nada”. Dado que el marco de tiempo para desarrollar las características de madurez va más allá de la esperanza de vida de los humanos, participar en la planificación forestal y patrimonial es fundamental para lograr la estructura madura del bosque. La regulación del uso público es también un objetivo importante a tener en cuenta en los bosques maduros, ya que una concurrencia elevada puede perjudicar gravemente su preservación.

  En definitiva, decidir dejar de actuar en un rodal con algunas características de bosque maduro es una decisión argumentada y en consecuencia es un tipo de gestión. Además, es necesario un seguimiento de la evolución del bosque, tanto para el conocimiento científico como para evaluar si en algún momento es necesario hacer algún tipo de actuación puntual o de urgencia para su conservación.

- **Gestión activa de rodales a evolución natural**

  El segundo enfoque para restaurar los atributos de madurez de un bosque que se quiere llevar a evolución natural implica hacer una gestión más activa, mediante la implementación de actuaciones forestales. La gestión planificada brinda la oportunidad de acelerar los procesos ecológicos asociados a la madurez y el desarrollo de la estructura propia del bosque maduro (árboles de gran tamaño, árboles muertos en pie, aperturas en el dosel forestal dominante, diversidad de tamaños de troncos caídos…), a través de actuaciones cuidadosamente planificadas. La

gestión forestal brinda la oportunidad de imitar las perturbaciones naturales de baja intensidad, aumentando el crecimiento de los árboles y acelerando las características de madurez. Si bien puede sonar contradictorio, la gestión activa cuidadosamente planificada puede restaurar ciertas características de madurez de manera más rápida que el enfoque pasivo, y de allí su interés.

Esta gestión requiere de un **marcaje previo** a la implementación de las actuaciones de conservación, cuyos objetivos en estos rodales se centran en la liberación de árboles dominantes, codominantes, especies acompañantes y/o regenerado avanzado, la apertura de claros, el resalveo, la eliminación de árboles de especies exóticas y la generación de madera muerta.

- **La elección del tipo de gestión dependerá en gran medida del grado de madurez del roda**

  A tal efecto, en el Catálogo de los Bosques Maduros de Cataluña (Pallares *et al.* 2022) se definen 3 categorías de rodales en un gradiente de mayor a menor madurez y las directrices genéricas específicas para cada una de ellas:

  - **Bosques senescentes:** Rodales con un elevado grado de madurez y con atributos estructurales propios de las etapas más avanzadas del ciclo silvogenético. El enfoque para estos

Figura 1. Bosque maduro destinado a evolución libre.

rodales es dejarlos a evolución libre, sin intervenciones silvícolas. La propia dinámica natural es la que genera y mantiene los elementos de madurez. Solamente se actuará si es estrictamente indispensable para la conservación de sus valores de madurez o para evitar riesgos. En estos rodales, la gestión se centrará en la matriz adyacente para evitar los impactos negativos que puedan derivarse de agentes externos

- **Bosques maduros:** Rodales con atributos estructurales propios de la fase de maduración. Se debe evaluar en detalle el efecto de actuar en estos rodales, ya que el margen de mejora puede ser muy variable y depende del estado de todos los indicadores de madurez. Sólo se actuará si los beneficios superan con creces los impactos negativos sobre la naturalidad

- **Bosques pre-maduros:** Rodales que reúnen parte de los atributos de bosque maduro. Los rodales calificados en esta categoría tendrán el peso más grande de las actuaciones, ya que presentan un gran margen de mejora en algunos atributos de madurez, y en muchos casos será necesario actuar para incrementar su valor ecológico y acelerar su avance en el ciclo silvogenético si se quiere disponer de rodales maduros en el territorio.

Capítulo 7

LECCIONES APRENDIDAS CON EJEMPLOS PRÁCTICOS

7. LECCIONES APRENDIDAS CON EJEMPLOS PRÁCTICOS

Para las acciones demostrativas de la implementación de la gestión propuesta en el proyecto Life BIORGEST se diseñó un esquema que representara diferentes situaciones de partida y modelos de gestión para las formaciones forestales consideradas. Así, se seleccionaron 24 rodales, de unas 8 ha cada uno y con una zona de control adyacente (sin actuación), repartidos por el ámbito del proyecto (figura 1), en base a:

Figura 1. Ubicaciones de los diversos rodales demostrativos del Life BIORGEST en el ámbito de Catalunya y Pyrenées-Orientales.

- **Composición específica.** Encinares, pinares de pino carrasco y robledales marcescentes, considerando masas puras y masas mixtas.

- **Objetivos de gestión.** Un gradiente de integración de la biodiversidad desde la compatibilización con la producción de madera y leña hasta la evolución a dinámica libre. Se materializa en tres tipos de objetivos: uno multifuncional donde la obtención de bienes de mercado se compatibiliza con determinadas medidas de conservación y mejora de la biodiversidad y, además, se tiene en cuenta la prevención de incendios a través de la vulnerabilidad estructural; otro tipo donde la conservación de la biodiversidad es prioritaria y las actuaciones tienen por objetivo mejorar las condiciones de la masa para que evolucione a dinámica natural; y un tercer tipo donde los rodales ya están en condiciones de mantenerse libres de intervención y hacen las veces de rodales de referencia de la evolución natural.

- **Tipo de estructura objetivo o modelo de gestión.** Para el caso de los rodales con objetivo de gestión multifuncional se plantea dos tipos de estructuras objetivo, ligados a los modelos de gestión a implementar. Primero, se plantea una

estructura definida a escala de rodal que sea adecuada para la producción de madera y leña y que no aumente la vulnerabilidad a incendios de alta intensidad, basándose en modelos de gestión ya disponibles en las ORGEST (estructura irregular para encinares y regular para pinares y robledales). Por otro lado, se plantea una estructura heterogénea como consecuencia de la aplicación de la gestión naturalística, que se centra en el papel de cada árbol en la masa y no tiene tanto peso el resultado conjunto del rodal.

Adicionalmente, se realizaron actuaciones silvícolas con integración de medidas específicas para la mejora de la capacidad de acogida de la biodiversidad en tres rodales (uno para cada especie dominante) localizados en Pyrenées-Orientales. También se contó con la integración de medidas en otro conjunto de rodales en Catalunya cuyas actuaciones fueron promovidas de manera independiente al proyecto.

De todas estas experiencias desarrolladas en el Life BIORGEST se pueden extraer lecciones y conclusiones que faciliten o mejoren futuras actuaciones similares, pues el contexto de cada caso siempre es diferente, pero a la vez pueden servir de referencia e inspiración para diseñar y planificar intervenciones adecuadas a cada contexto y objetivo.

Con cada caso, hemos aprendido lecciones valiosas, algunas más específicas y otras más aplicables a diferentes contextos y situaciones. En este apartado, queremos compartir algunos de los casos más representativos y relevantes, que pueden servir de ejemplo e inspiración para la propiedad y el personal técnico que gestiona bosques mediterráneos:

7.1 Gestión naturalística en un encinar mixto.

7.2 Gestión siguiendo modelos de referencia en un pinar mixto.

7.3 Gestión siguiendo modelos de referencia en un robledal puro.

7.4 Gestión de preparación a dinámica natural en un robledal mixto.

Se trata de actuaciones realizadas siguiendo las pautas y recomendaciones expuestas en los capítulos anteriores, adaptadas a las características y objetivos de cada finca y rodal. Además, en cada uno de ellos se dispone de un diagnóstico previo, se han definido unos objetivos de gestión y de la actuación a realizar, se han diseñado e implementado las actuaciones silvícolas y se ha realizado un seguimiento y una evaluación de los resultados. En todos los casos se ha contado con la participación e implicación de los agentes locales, tanto públicos como privados, y muchos de ellos han servido de escenario para las diferentes acciones de transferencia y comunicación realizadas a lo largo del proyecto, especialmente los cursos de especialización en gestión próxima a la naturaleza y en integración de la conservación de la biodiversidad en la planificación y gestión forestal.

7.1 Gestión naturalística en un encinar mixto (GpNQim)

Descripción del rodal

En la finca de “La Torroella” en el municipio de Santa Pau (Garrotxa), localizado en el ENPE “Parc Natural de la Zona Volcànica de la Garrotxa”, se encuentra el rodal GpNQim. El rodal está compuesto por una masa mixta de encina y roble con una superficie de 7,85 ha. El tipo de modelo de gestión implementado es un modelo basado en la gestión naturalística. La actuación fue ejecutada entre marzo y octubre de 2020.

Figura 1. Ubicación rodal GpNQim.

Objetivo de gestión del rodal

Generar y mantener, a medio plazo, estructuras irregulares multiestratificadas dominadas por encina, con tendencia a la capitalización, donde se desarrollen diversas especies secundarias o acompañantes de planifolis.

Descripción, estructura de partida y objetivo específico

Masa mixta de encina y roble con estructura irregularizada, multiestratificación y calidad de estación alta. La distribución es muy heterogénea según la microestación, con grupos de encina en las partes más expuestas, grupos de roble en las más sombrías y mezcla de otras especies (tilia, arces…) en la hondonada que atraviesa el rodal. Hay presencia de cerezo silvestre, alcornoque y acebo como especies acompañantes.

La distribución diamétrica es equilibrada y hay presencia de árboles muy grandes de roble (CD 70) con microhábitats singulares. El matorral es abundante (75%) y hay muchas lianas y enredaderas.

Los objetivos se centran en reducir la competencia intra e interespecífica y en mantener una proporción adecuada de las especies presentes, favoreciendo los árboles caducifolios que sean buenos semilleros y liberando la regeneración de estas especies.

Itinerario de gestión

Clara selectiva mixta. Recolección y regulación de competencia de los árboles de futuro. Corta de 1 competidor directo sobre una selección de hasta 250 pies/ha de árboles de futuro, preferentemente de robles de CD>20, encinas de semilla y especies minoritarias (olmos, acebos, laureles, cerezos). Próxima intervención a los 10 años.

Retención de elementos claves. En la identificación de competidores, priorizar mantener los pies que aportan mayor valor de biodiversidad: árboles extra-grandes y con más DMH o DMH singulares. No eliminar los árboles muertos en pie ni en el suelo.

Generación de madera muerta. Dejar en suelo un número significativo (mínimo 3 pies/ha) de robles cortados de tamaño grande (CD30), si es posible, o mínimo de CD20. Alternativamente, valorar dejar las puntas de copa de mayor diámetro troceando sólo el ramaje. Según acuerdo no se anillan quercinias, y no hay coníferas (o muy raramente y a mantener), por ello sólo se propone generar madera muerta en suelo.

Medidas complementarias de diversificación. Promover que la corta genere algún claro para la entrada de especies florícolas y productoras de fruto carnoso y/o regenerado de roble.

Marcaje

El marcaje se ha centrado en potenciar encinas y robles de semilla, otras frondosas grandes bien conformadas, especies accesorias (incluido el pino) y árboles excepcionales con microhábitats singulares. A estos árboles se les elimina 1 competidor directo por copa, que también se marca.

En este rodal hay una gran dificultad de marcar debido a la mala transitabilidad causada por el matorral y las enredaderas.

Actuaciones implementadas

En el marcaje se han seleccionado árboles de futuro de semilla, pies de especies secundarias, árboles muy grandes y árboles con dendromicrohábitats singulares.

En la clara selectiva mixta se han eliminado los árboles marcados como competidores y se han dejado pies cortados en el suelo. Las actuaciones han facilitado una mayor entrada de luz para favorecer las especies florícolas.

Resultados

En la tabla 1 se observa la caracterización dasométrica del rodal inicial, post-actuación y dos años después de la intervención y el peso de la intervención a nivel de especies.

Tabla 1. Caracterización dasomètrica inicial, post-actuación y final

Variables	Inicial	Extracción planificada	Post-actuación	Final (2 años después)
	Total masa			
N (pies/ha)	1.566	250	1.274	1.292
AB (m^2/ha)	30,3	3,03 (10%)	26,0	26,8
Dn (cm)	16,2	-	16,5	16,7
Ho (m)	15,3	-	14,4	14,3
H (m)	10,7	-	10,6	10,7
AB muerta en pie (m^2/ha)	0,2	> 0,2	0,5	0,2
Madera muerta en el suelo (m^3/ha)	0,0	> 0	2,7	0,0
Cobertura matorral (%)	75	Bajar a 30	30	40
Altura media matorral (m)	1,7	< 1,3	< 1,3	1,0
	Especie principal (Qii)			
N (pies/ha)	1,115	175	950	929
AB (m^2/ha)	15,2	1,6	13,6	13,9
AB (% respecto total)	49,5	-	52,3	52,2
	Especie secundaria (Qh)			
N (pies/ha)	440	75	325	363
AB (m^2/ha)	15,2	1,4	12,4	12,8
AB (% respecto total)	50,5	-	48,7	47,8

Dos años después de las actuaciones la distribución diamétrica del rodal sigue una estructura irregularitzada. La intervención se centró en la regulación de la competencia para favorecer el desarrollo de los árboles de futuro, eliminando principalmente los árboles de las CD10-15. Los tratamientos han beneficiado los árboles de tamaño medio (CD 20-30) y grande (CD > 35). La proporción de robles ha disminuido ligeramente, mientras que la proporción de encinas ha aumentado. (figura 2).

Dos años después de las actuaciones la distribución diamétrica del rodal sigue una estructura irregularizada. La intervención se centró en la regulación de la competencia para favorecer el desarrollo de los árboles de futuro, eliminando principalmente los árboles de las CD10-15. Los tratamientos han beneficiado los árboles de tamaño medio (CD 20-30) y grande (CD > 35). La proporción de robles ha disminuido ligeramente, mientras que la proporción de encinas ha aumentado. (figura 2).

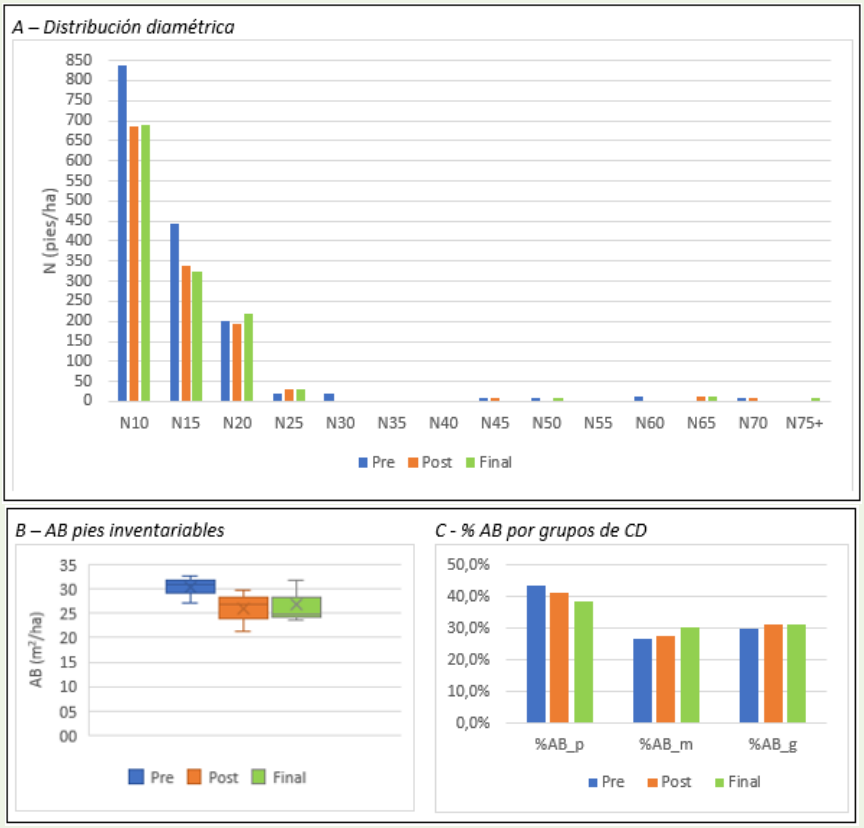


Figura 2. Características dasométricas. Los pies inventariables (B) son aquelles cuyo diámetro normal es mayor a 7,5 cm; los grupos de CD (C) corresponden: AB_p (CD10-15), AB_m (CD20-30) y AB_g (CD>35). Cada inventario está compuesto por 3 parcelas.

No se ha logrado mejorar las cantidades de madera muerta en las parcelas de seguimiento. Sin embargo, la madera muerta en pie ha aumentado en el rodal, tal y como se refleja en los resultados del IBP (figura 3).

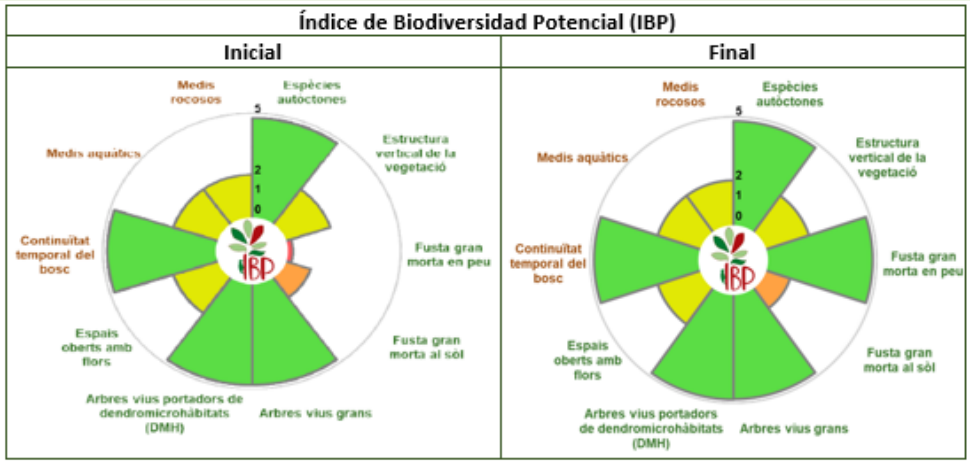


Figura 3. Comparación de los resultados IBP en el inventario inicial y final.

A pesar de que no se hizo ningún desbroce, las actuaciones han reducido el sotobosque hasta el 40%, debido a la necesidad de movilidad del personal dentro del rodal y a que los árboles cortados se retiraron enteros, sin trocear (figura 4).

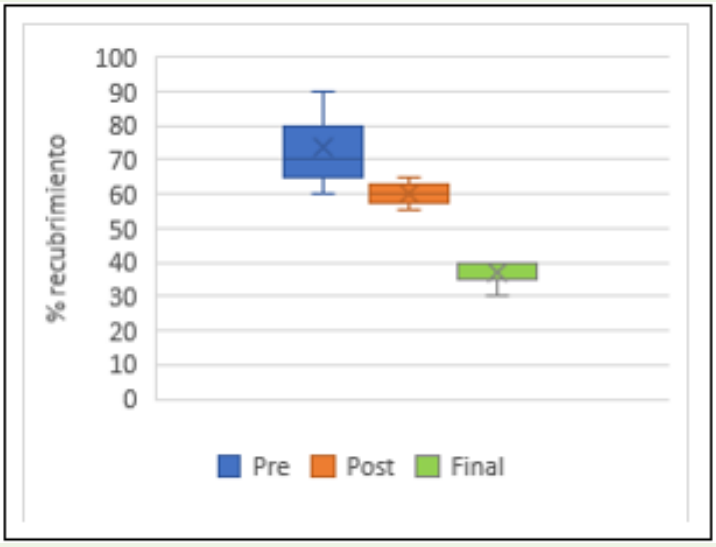


Figura 4. Evolución del % de recubrimiento del matorral.

La vulnerabilidad al fuego de copas sigue siendo alta, ya que no se ha roto la continuïdad vertical ni horizontal del combustible (tabla 2).

Tabla 2. Evolución de la vulnerabilidad estructual a incendios de copas (TVFoC; *Piqué at al.,* 2011)

Rodal	Inventario	RCE %	ACS m	Ds-e m	Ds-a m	De-a m	FCCa %	RCS %	TVFoC
GpNQim	Pre	95	1,3	0,0	-	0,0	95	85	**A1**
	Post	65	1,3	0,0	-	0,0	85	75	**A3**
	Final	65	1,0	0,0	-	0,0	75	65	**A4**

RCE: recubrimiento del combustible de escala; **ACS:** altura del combustible de superficie; **Ds-e:** distancia entre combustibles de superficie y escala; **Ds-a:** distancia entre combustible de superficie y aéreo; **De-a:** distancia entre combustible de estala y aéreo; **FCCa:** fracción de cabida de cubierta del combustible aéreo; **RCS:** recubrimiento del combustible de superficie.

No se aprecian diferencias significativas antes y después de los tratamientos en ninguno de los grupos taxonómicos analizados, excepto para los briófitos, en el que se aprecia una ligera disminución. (figura 5).

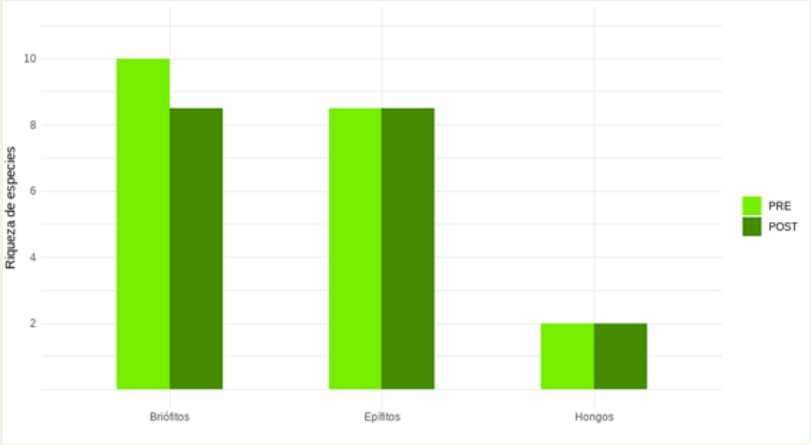


Figura 5. Resultado de las acciones implementadas sobre los indicadores de biodiversidad directos.

Dificultades encontradas

- El diseño de las actuaciones ha sido complejo, puesto que el rodal es muy heterogéneo según la microestación.
- El marcaje se ha realizado con un rendimiento bajo debido a la gran dificultad de movimiento.
- A pesar de haber resaltado la importancia de dejar árboles cortados en el rodal, la empresa ejecutora los ha retirado todos.
- La identificación de los árboles caducifolios durante el invierno ha sido compleja, ya que estaban desprovistos de hojas.

Lecciones aprendidas y recomendaciones

- El marcaje es imprescindible para lograr los objetivos definidos en el diseño de las actuaciones, especialmente en rodales complejos y diversos.
- Se recomienda realizar un desbroce selectivo para facilitar el marcaje en rodales donde el sotobosque impida el movimiento.

7.2 Gestión siguiendo modelos de referencia en un pinar mixto (GOPhm)

Descripción del rodal

En la finca “Can Planes” en el municipio de Molins de Rei (Baix Llobregat), localizado dentro del ENPE “Parc Natural Serra de Collserola”, se encuentra el rodal GOPhm. El rodal está compuesto por una masa mixta de pino carrasco y encina con una superficie de 7,41 ha. El tipo de modelo de gestión implementado es un modelo basado en las ORGEST. La actuación fue ejecutada entre marzo y octubre de 2020.

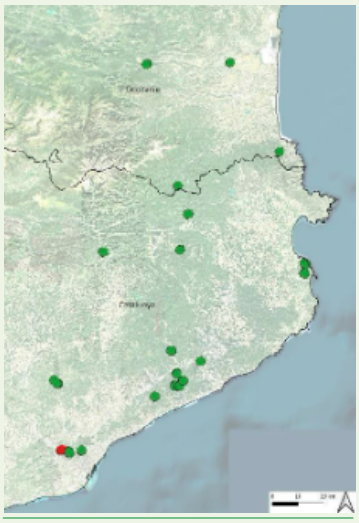


Figura 1. Ubicación rodal GOPhm.

Objetivo de gestión del rodal

Generar y mantener, a medio plazo, estructuras biestratificadas con un dosel superior regular de coníferas y un subvuelo multiestratificado de frondosas que vaya avanzando progresivamente hacia el dosel dominante.

Descripción, estructura de partida y objetivo específico

Masa mixta de pino carrasco y encina con estructura regularizada, biestratificación y calidad de estación alta. La mezcla es pie a pie, quedando los pinos en el estrato dominante y la encina en el subvuelo. La densidad es elevada, con tangencia de copas, y la masa es joven, con un diámetro medio de CD20 para los pinos y de CD10 para las encinas. Hay presencia también de árboles grandes de pino de CD40 y de pies de roble, pino piñonero y olivo como especies acompañantes. La cobertura del matorral es del 35% y la altura media de 1,5 metros.

Los objetivos de gestión se centran en reducir la competencia, tanto en el dosel de pinos como en el de encinas, y en potenciar la diversificación favoreciendo las especies esporádicas que puedan aparecer.

Itinerario de gestión

Clara por lo bajo en el dosel de pinos. Corta por lo bajo allí donde la densidad sea superior a los 700 pies/ha con una extracción máxima del 30% de AB.

Resalveo en el dosel de encinas. Eliminación de rebrotes del conjunto de la masa (1.195 pies/ha) para dejar los mejores 2-3 por cepa.

Desbroce selectivo. Se elimina por la base el matorral con altura >1,3 m y el resto del matorral hasta una cobertura próxima al 30%. El desbroce se concentra en zonas de continuidad vertical con las copas de los árboles.

Retención de elementos clave. En la clara, asegurar que se mantienen los pinos de mayor tamaño y todas las especies esporádicas. En el desbroce, asegurar mantener la presencia de lianas y los pies de *Phillyrea* de mayor porte.

Generación de madera muerta. Anillado de 1 pino/ha de CD 20-25, concentrando los árboles en las parcelas de seguimiento y zona colindante (aprox. 2 árboles/parcela). Alternativamente la madera muerta en pie puede conseguirse dejando cepas altas.

Marcaje

Se marcó la totalidad del rodal favoreciendo los pies dominantes y mejor conformados, así como las especies esporádicas y los árboles con presencia de microhábitats de especial interés.

Al tratarse de un rodal muy heterogéneo en cuanto a densidad arbórea, se fue adaptando el marcaje a las características concretas observadas en cada zona.

También se marcaron los pies a anillar para generar madera muerta en pie.

Actuaciones implementadas

La actuación ha consistido en la extracción del 14% del AB inicial ya que se decidió ser especialmente prudentes en la corta de pinos debido a los problemas de caídas de árboles por viento durante la realización de los trabajos por a un episodio de lluvia y viento.

Se realizó un desbroce selectivo que mejoró la estructura de vulnerabilidad al fuego manteniendo un recubrimiento de matorral del 30%.

Se mantuvieron en pie ejemplares de todas las especies presentes inicialmente en el rodal, los pies de mayor diámetro y aquellos que presentaban los microhábitats más relevantes.

En cuanto a la generación de madera muerta, se ha anillado un total de 3 pies de CD20-25 y se han dejado 3 pies cortados en el suelo sin desramar de CD20-25.

Debido a la caída de árboles durante la corta, como consecuencia de la tempestad Gloria, se tomó la decisión de desemboscar parte de los pies derribados por el viento ya que la acumulación de madera muerta era excesiva.

Resultados

En la tabla 1 se observa la caracterización dasométrica del rodal inicial, post-actuación y dos años después de la intervención y el peso de la intervención a nivel de especies.

Tabla 1. Caracterización dasomètrica inicial, post-actuación y final

Variables	Inicial	Extracción planificada	Post-actuación	Final (2 años después)
	Total masa			
N (pies/ha)	1.284	580-780	881	849
AB (m^2/ha)	40,2	<12,06 (30%)	34,7	34,4
Dn (cm)	19,9	-	22,1	22,5
Ho (m)	18,5	-	19,0	17
H (m)	14,2	-	14,9	14,7
AB muerta en pie (m^2/ha)	1	>1,0	0	0,6
Madera muerta en el suelo (m^3/ha)	3,7	>0,0037	11,3	6,8
Cobertura matorral (%)	35	Bajar a 30	30	25
Altura media matorral (m)	1,5	Bajar a <1,3	< 1,3	0,9
	Especie principal (Ph)			
N (pies/ha)	1.008	400-650	743	700
AB (m^2/ha)	37,1	< 11	33,3	32,0
AB (% respecto total)	92,3	-	95,6	92,6
	Especie secundaria (Qii)			
N (pies/ha)	201	50-130	106	106
AB (m^2/ha)	1,7	< 0,5	1	1,0
AB (% respecto total)	4,2	-	2,9	3,1
	Otras especies (Ppa y Qh)			
N (pies/ha)	64	-	32	43
AB (m^2/ha)	1,4	-	0,4	1,3
AB (% respecto total)	3,5	-	1,2	4,3

El rodal mantiene la masa mixta de pino carrasco y encina con una estructura regularizada y biestratificada. Los tratamientos afectan principalmente a las CD<25. La proporción de pies medios (%AB_m) y grandes (%AB_g) aumentó después de las actuaciones (figura 2). Las cortas han afectado sobre todo al dosel de pino carrasco, respetando los pies de pino piñonero.

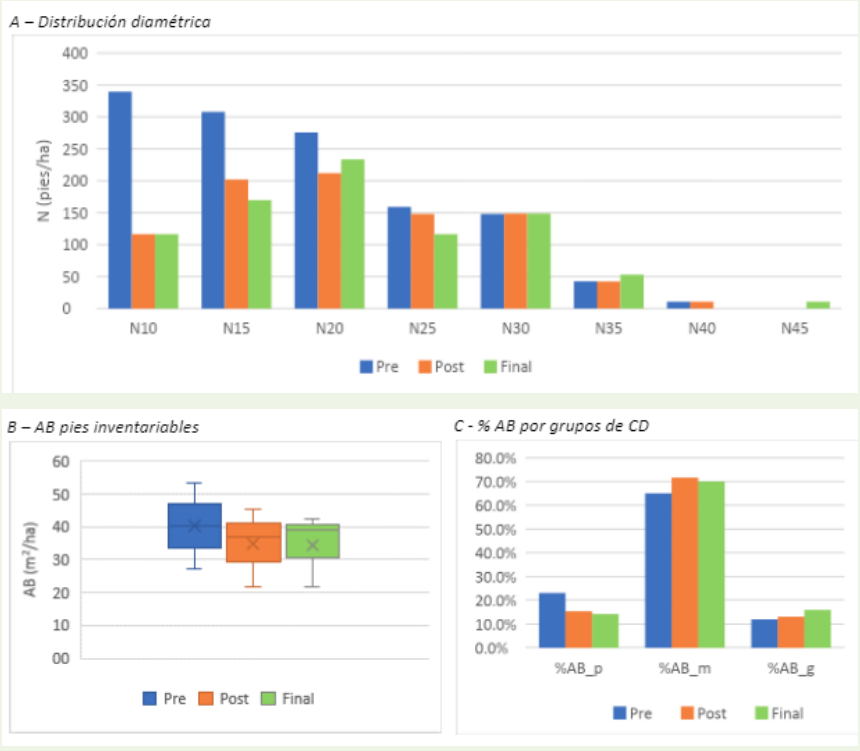


Figura 2. Características dasométricas. Los pies inventariables (B) son aquellos cuyo diámetro normal es mayor a 7,5 m; los grupos de CD (C) corresponden: AB_p (CD10.15), AB_m (CD20-30) y AB_g (CD>35). Cada inventario está compuesto por 3 parcelas.

Las actuaciones han aumentado la cantidad de madera muerta en el suelo. En el caso de la madera muerta en pie, por error se cortaron los árboles muertos, pero al cabo de dos años ha vuelto a aparecer como resultado de los anillados. (figura 3).

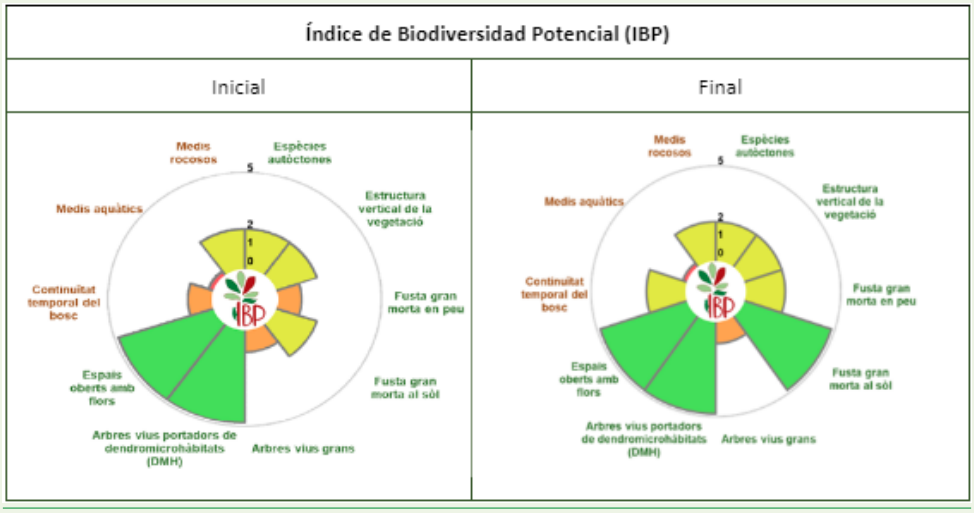


Figura 3. Comparación de los resultados IBP en el inventario inicial y final.

Los tratamientos de desbroce han reducido el recubrimiento del sotobosque hasta el 10%. Dos años después, el sotobosque ha aumentado hasta el 30% (figura 4).

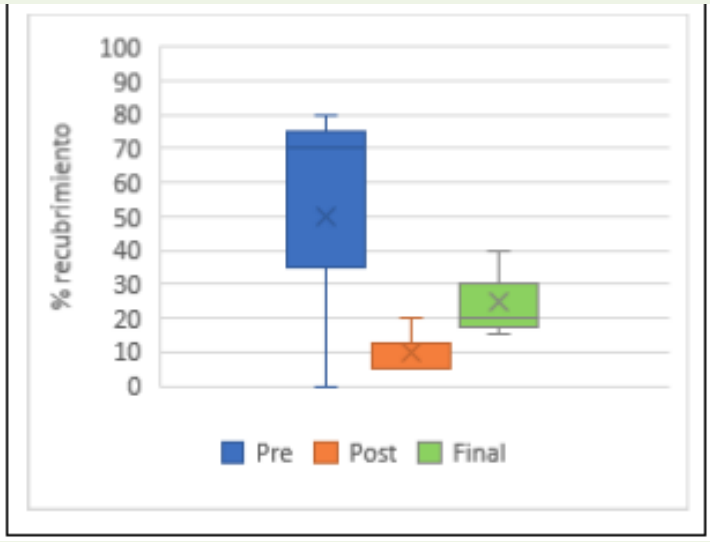


Figura 4. Evolución del % de recubrimiento del matorral.

Las actuaciones rompieron la continuidad vertical del combustible, reduciendo así la vulnerabilidad al fuego de copas de moderada a baja (tabla 2).

Tabla 2. Evolución de la vulnerabilidad estructual a incendios de copas (TVFoC; *Piqué at al.*, 2011)

Rodal	Inventario	RCE %	ACS m	Ds-e m	Ds-a m	De-a m	FCCa %	RCS %	TVFoC
GOPhm	Pre	45	1,0	0,0	-	6,0	65	45	**B15**
	Post	60	1,0	0,2	-	3,2	50	55	**B10**
	Final	10	0,9	-	10,5	-	65	40	**C17**

RCE: recubrimiento del combustible de escala; **ACS:** altura del combustible de superficie; **Ds-e:** distancia entre combustibles de superficie y escala; **Ds-a:** distancia entre combustible de superficie y aéreo; **De-a:** distancia entre combustible de estala y aéreo; **FCCa:** fracción de cabida de cubierta del combustible aéreo; **RCS:** recubrimiento del combustible de superficie.

Se aprecia un aumento de la riqueza de especies de hongos, debido a la generación de madera muerta, y una ligera disminución de la riqueza de especies de briófitos. (figura 3).

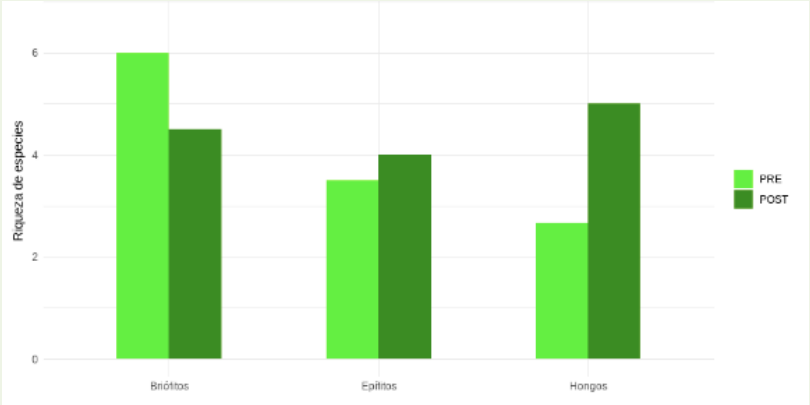


Figura 3. Resultado de las acciones implementadas sobre los indicadores de biodiversidad directos.

Dificultades encontradas

- Elevada heterogeneidad dasométrica de la masa.
- Inestabilidad del dosel superior.
- Alto riesgo de daños abióticos.

Lecciones aprendidas y recomendaciones

A la hora de planificar la gestión de rodales altamente heterogéneos es conveniete trabajar con horquillas de valores dasométricos finales que nos permitan adaptar la corta a la idiosincracia de la massa en cada punto. También se puede optar por reducir el mismo porcentage de àrea basal en todo el rodal manteniendo la heterogeneidad prexistente.

En cuanto a los problemes de inestabilidad de la masa y posibles riesgos de caidas/roturas de arboles por nevadas o fenómenos ventosos, es importante adaptar no solo la intensidad de la corta, sino valorar también la necesida, o no, de generación de madera muerta. Si las condicines de la masa ya nos indican una alta posibilidad de aparición de madera muerta de forma natural, será importante valorar el sentido de generarla intencionalmente mediante a la gestión, ya que de hacerlo podriamos acabar con una acumulación excesiva de pies muertos y provocando perdidas inecesarias de producto, como ocurrió en este rodal.

En masas bioestratificadas de pino y encina, donde el pino tiene grandes dimensiones y, de forma natural, está siendo substituido por la encina que aun permanece en un estrato inferior con alturas y diàmetros pequeños, la generación de madera muerta de pino se producirá de forma natural por su inestabilidad. En estos casos, parece más adequado generar madera muerta de encina para diversificar la presencia de madera muerta de diferentes especies. Pero, debido a las pequeñas dimensiones de la encina, no presenta diàmetros adecuados para generar madera muerta con un impacto interesante sobre la biodiversidad. Por tanto, en estas situaciones, probablemente no sea necesario generar madera muerta de forma artificial durante la corta.

7.3 Gestión siguiendo modelos de referencia en un robledal puro (GOQhp)

Descripción del rodal

En la finca “Can Casas” en el municipio de Sant Celoni (Vallès Oriental), localizado dentro del ENPE “Parc del Montnegre i Corredor”, se encuentra el rodal GOQhp. El rodal está compuesto por un robledal de *Quercus canariensis* y *Quercus petraea* con una superficie de 8,29 ha. El tipo de modelo de gestión implementado es un modelo basado en las ORGEST. La actuación fue ejecutada entre marzo y octubre de 2020.

Figura 1. Ubicación rodal GOQhp.

Objetivo de gestión del rodal

Generar y mantener estructuras diversificadas y multiestratificadas, con tendencia a la capitalización y evitando situaciones de elevada competencia. La estructura objetivo corresponde a un monte medio mixto, regular o irregular.

Descripción, estructura de partida y objetivo específico

A pesar de que el rodal tenga el código GOQhp, en este caso nos encontramos con una masa pura de roble de las especies *Quercus canariensis* y *Quercus petraea*, con estructura irregular, multiestratificada, espesura trabada y calidad de estación media. En algunos puntos de orientación oeste queda más difusa la composición específica en favor de portes arbóreos de *Arbutus unedo* y *Quercus ilex*. También hay presencia de *Prunus avium*, *Ilex acquifolium*, *Castanea sativa* y *Quercus suber*. El diámetro medio de la masa es de 20,9 m y hay pies de roble CD40-55. El cerezo silvestre y el castaño aparecen como especies acompañantes.

Las pendientes son una característica más del rodal junto con presencia de pedregosidad sin observar signos de erosión. Algunos caminos empiezan a ser colonizados por la vegetación arbustiva, que en el conjunto del rodal tiene una cobertura del 80% y una altura de 2 m.

Los objetivos de gestión se centran en reducir la competencia del dosel de robles y en potenciar la diversificación de la masa, favoreciendo las especies secundarias y esporádicas y liberando su regeneración.

Itinerario de gestión

El modelo de referencia que se propone para facilitar la extrapolación de los resultados es el Qh06, propio de formaciones de *Q. humilis*, ya que esta especie de roble es la más abundante en Cataluña y Occitania.

Además, debido a la situación particular de la masa, y teniendo en cuenta la importancia que toma el hecho de evitar los brotes epicórmicos, se plantea una adaptación del modelo, tal y como sigue:

- Corta selectiva. Corta del 25% del AB del conjunto del rodal, dejando una densidad final entre 600-700 pies/ha.
- Desbroce selectivo. Se elimina el matorral con altura >1,3 m por la base y el resto del matorral hasta una cobertura próxima al 30%. El desbroce se concentra en zonas de continuidad vertical con las copas de los árboles. Se realizará de manera selectiva manteniendo los pies de acebo, álamo temblón, cerezo, tilo, etc.
- Generación de madera muerta. Valorar mantener un algún roble de CD 20 o superior cortado sin desemboscar en la parcela.
- Retención de elementos clave. Se respetarán los pies de roble dominantes y de mayor tamaño y las especies acompañantes, así como una presencia significativa de pinos. En el desbroce se mantendrán un número significativo de lianas.

Marcaje

En este rodal de actuación, inicialmente solo se planificó el marcaje de una parte representativa del rodal, como soporte a la explicación de la actuación hacia el personal operario.

Actuaciones implementadas

La primera actuación que se realizó fue el desbroce selectivo para mejorar la transitabilidad y de esta forma facilitar los trabajos de marcaje y corta selectiva. Aunque inicialmente solo se había planificado el marcaje de una parte representativa del rodal, finalmente, se hizo de toda la superficie del rodal a petición de la empresa que realizaba los trabajos para asegurar que se hacían correctamente.

Durante la corta se prestó mucha atención en mantener los pies que hacen un acompañamiento lateral y que evitan la insolación directa del tronco y la aparición de brotes epicórmicos en el árbol que queremos potenciar, puesto que el *Quercus canariensi*s y el *Quercus petraea* pueden tener claramente un objetivo de producción de madera. Por este motivo, el % de AB extraída con la corta selectiva fue del 18%, inferior al que estaba planificado.

Se han respetado las especies acompañantes, aunque en algún caso se ha cortado algún cerezo para quitar competencia a esta misma especie.

Para generar madera muerta en el suelo, se han dejado algunas trozas de encina o roble sin desembosc ar.

Y solo a modo experimental, se han anillado 3 encinas, 3 robles y un *Populus tremula*.

Resultados

En la tabla 1 se observa la caracterización dasométrica del rodal inicial, post-actuación y dos años después de la intervención y el peso de la intervención a nivel de especies.

Tabla 1. Caracterización dasomètrica inicial, post-actuación y final

Variables	Inicial	Extracción planificada	Post-actuación	Final (2 años después)
	Total masa			
N (pies/ha)	923	223-323	690	700
AB (m^2/ha)	31,8	25%	26,1	27,8
Dn (cm)	20,9	-	22,0	22,5
Ho (m)	19,2	-	19,4	19,7
H (m)	10,5	-	10,8	11,0
AB muerta en pie (m^2/ha)	1,2	-	1,1	1,5
Madera muerta en el suelo (m^3/ha)	0,9	> 0,0013	0,9	0,7
Cobertura matorral (%)	80	Bajar a 30	30	30
Altura media matorral (m)	2	Bajar a < 1,3	< 1,3	0,6
	Especie principal (Qpe)			
N (pies/ha)	520	223-323	393	382
AB (m^2/ha)	25,1	25%	21,1	21,8
AB (% respecto total)	78,8	-	81,0	78,6
	Especie secundaria (Qii, Qs y otras)			
N (pies/ha)	404	-	298	319
AB (m^2/ha)	6,7	-	4,9	6,0
AB (% respecto total)	21,2	-	19,0	21,4

El rodal mantiene una estructura irregular después de las actuaciones, que se han centrado principalmente en la reducción de pies de CD<35. Los tratamientos han aumentado la proporción de árboles medios (%AB_m) y grandes (%AB_g). (figura 3).

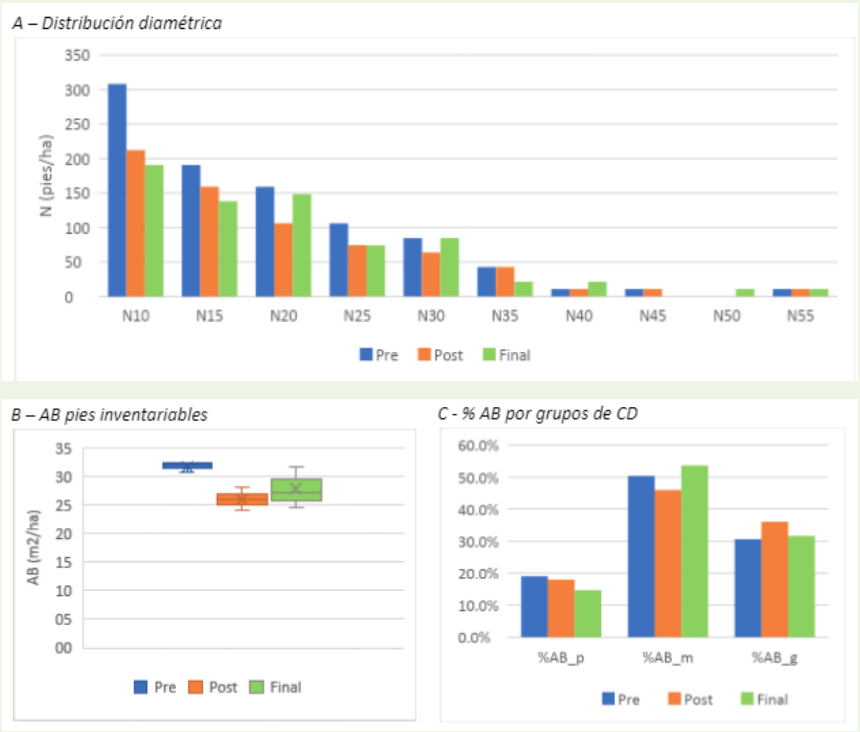


Figura 3. Características dasométricas. Los pies inventariables (B) son aquellos cuyo diámetro normal es mayor a 7,5 cm; los grupos CD (C) corresponden: AB_p (CD10-15), AB_m (CD20-30) y AB_g (CD>35). Cada inventario está compuesto por 3 parcelas.

Las acciones implementadas no han tenido efectos significativos sobre la capacidad de acogida de la biodiversidad, y ninguno de los factores de gestión del rodal ha variado su puntuación. Con la reducción de la densidad del rodal se espera que a largo plazo la presencia de árboles gandes (AG) se incremente. (figura 4).

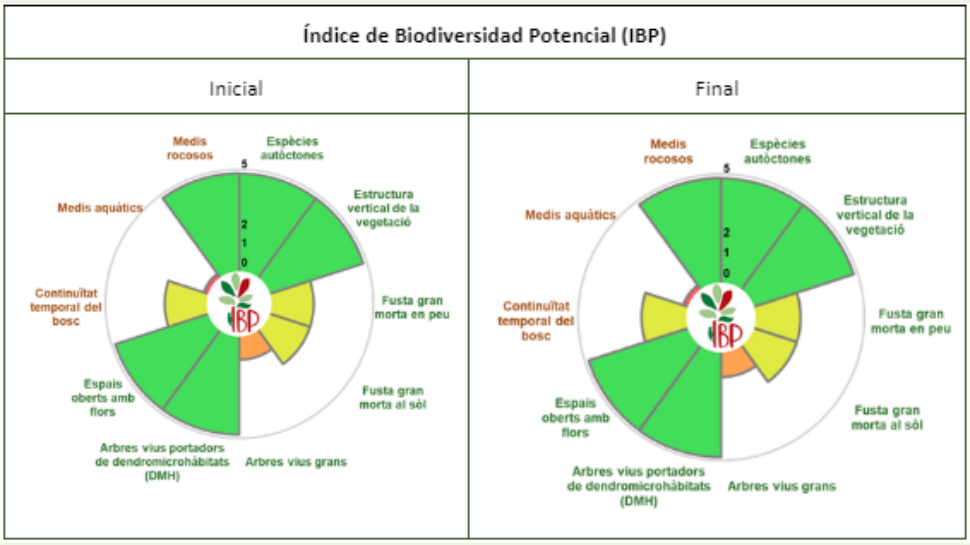


Figura 4. Comparación de los resultados IBP en un inventario inicial y final.

Antes de las actuaciones el recubrimiento del sotobosque era del 60%. El desbroce selectivo redujo esta cobertura hasta cerca del 30%. Dos años después, en el inventario “Final” se observa una ligera disminución del matorral, llegando hasta casi el 25 %. (figura 5).

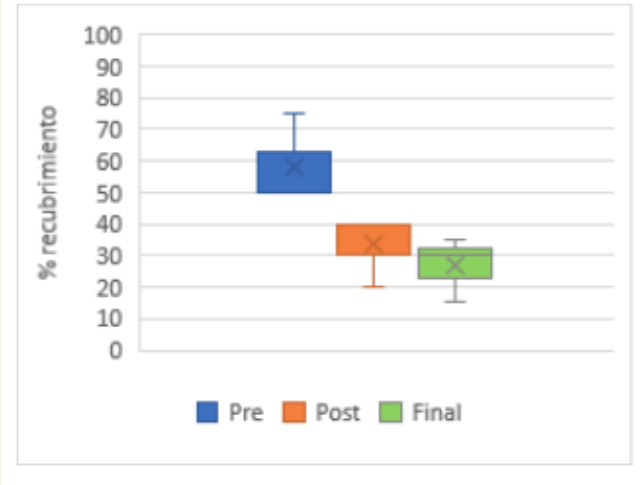


Figura 5. Evolución del % del recubrimiento del matorral.

Las actuaciones redujeron el RCE al 55% y dos años después este se sitúa en el 30%, no existe mucha diferencia entre los diferentes estratos de combustible, por lo que solo se ha reducido la vulnerabilidad al fuego de copas de alta a moderada. (tabla 2).

Tabla 2. Evolución de la vulnerabilidad estructual a incendios de copas (TVFoC; *Piqué at al.,* 2011)

Rodal	Inventario	RCE %	ACS m	Ds-e m	Ds-a m	De-a m	FCCa %	RCS %	TVFoC
GOQhp	Pre	75	0,9	0,5	-	0,7	70	65	**A1**
	Post	55	0,5	1,7	-	0,0	60	35	**B10**
	Final	30	0,6	0,5	-	0,5	75	35	**B9**

RCE: recubrimiento del combustible de escala; **ACS:** altura del combustible de superficie; **Ds-e:** distancia entre combustibles de superficie y escala; **Ds-a:** distancia entre combustible de superficie y aéreo; **De-a:** distancia entre combustible de estala y aéreo; **FCCa:** fracción de cabida de cubierta del combustible aéreo; **RCS:** recubrimiento del combustible de superficie.

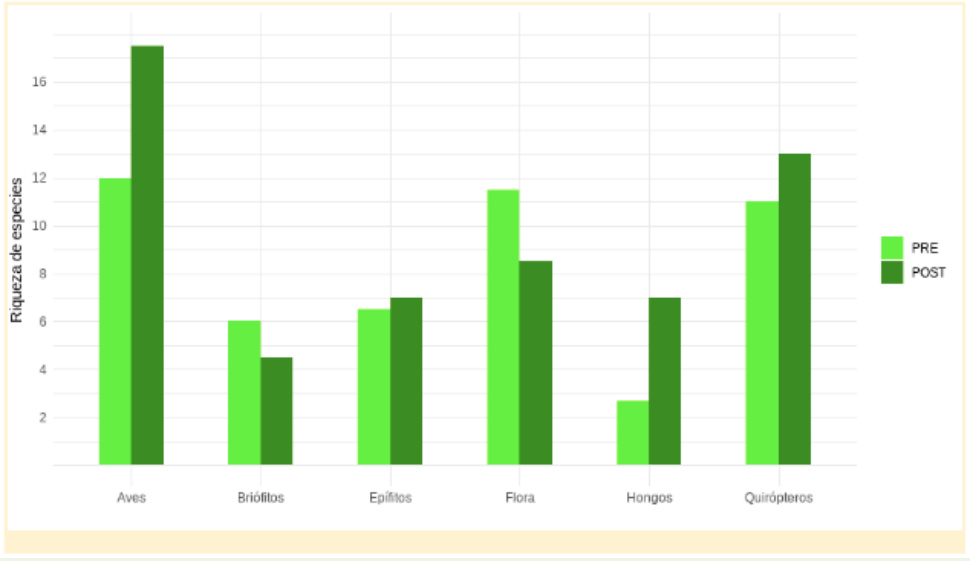


Figura 6. Resultado de las acciones implementadas sobre los indicadores de biodiversidad directos.

Dificultades encontradas

- Masa con una densidad muy alta de matorral, que imposibilitaba los trabajos previos de inventario, marcaje de pies e identificación de elementos singulares, por lo que tuvimos que desbrozar primero, marcar después y realizar la corta prevista a posteriori (en condiciones normales se tendría que hacer el desbroce y la corta en el mismo momento).
- Dificultad en delimitar una zona con las mismas características (orografía, orientación, pendiente,...).
- La pendiente del rodal ha dificultado los trabajos previos y los mismos trabajos de ejecución de la gestión prevista en el rodal

Lecciones aprendidas y recomendaciones

- La delimitación correcta del rodal en la fase previa del proyecto es muy importante para facilitar la planificación de la ejecución de los trabajos y obtener buenos resultados.

- En masas con fuerte presencia de matorral, es imprescindible realizar el desbroce selectivo con anterioridad al marcaje e identificación de elementos singulares.

- La calidad de los equipos de trabajo puede reducir los costes de marcaje. Con un buen equipo que sepa que y como hay que trabajar se puede obviar el marcaje total de la zona a trabajar.

- Atención a la aparición de brotes epicórmicos en las masas de roble. Necesaria adaptación de modelos para no sobreabrir la masa y provocar una pérdida de calidad de la madera de valor futuro.

7.4 Gestión de preparación a dinámica natural en un robledal mixto (GNQhm)

Descripción del rodal

En la finca “Carena del Pagès” en el municipio de Mura (Bages), localizado dentro del ENPE “Parc Natural de Sant Llorenç del Munt i l’Obac” se encuentra el rodal GNQhm. El rodal está compuesto por una masa mixta de roble y encina con una superficie de 8,41 ha. El tipo de modelo de gestión implementado es un modelo basado en la preparación hacia una dinámica natural. La actuación fue ejecutada entre marzo y octubre 2020.

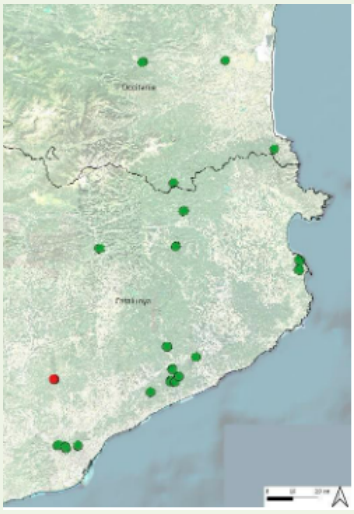


Figura 1. Ubicación rodal GNQhm.

Objetivo de gestión del rodal

Los objetivos se han centrado en acelerar procesos asociados a la dinámica natural, mejorar el grado de madurez y la biodiversidad asociada, generando madera muerta en pie y en el suelo de gran tamaño, reduciendo la competencia sobre árboles de gran tamaño, liberando la regeneración de especies acompañante y generando pequeños claros para estimular golpes de regenerado avanzado.

Descripción, estructura de partida y objetivo específico

Masa mixta de roble (*Quercus pubescens*) y encina (*Quercus ilex*) con estructura heterogénea, multiestratificada y calidad de estación alta. La distribución es muy heterogénea según la calidad de estación. Las encinas se distribuyen de manera irregular y también hay pequeños grupos de pino laricio (*Pinus nigra*), pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y pino piñonero (*Pinus pinea*) y pies aislados de otras especies (*Prunus avium, Acer campestre*, *Ilex aquifolium*, *Sorbus aria* y *S. domestic*a) situados mayoritariamente en las zonas más bajas y próximas a pequeños cursos de agua.

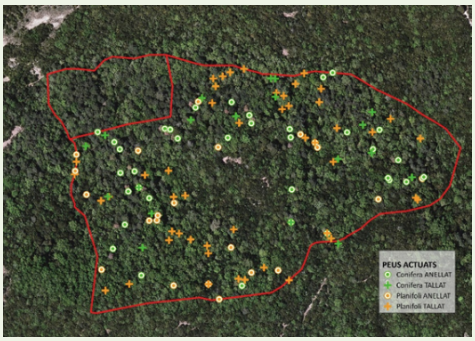
La distribución diamétrica es equilibrada, hay una baja presencia de árboles excepcionales (robles), muy madera muerta de grandes dimensiones y una baja diversidad de dendromicrohábitats. El matorral es muy poco abundante (11%). Se trata de un rodal con un índice de madurez de 3,3 sobre 10, es decir, no llega a ser maduro, aunque tiene un valor de complejidad estructural relativamente alto, 6,2 sobre 10, pero un valor de senectud muy bajo, 0 sobre 10, por la falta de madera muerta y escasez de árboles excepcionales.

.

Itinerario de gestión

Para este tipo de actuación no existe un modelo de referencia silvícola. El tipo de intervención es de muy baja intensidad. Se ha actuado sobre 150 pies de los cuales, anillados de 63, 7,6 pies/ha y cortados de 87, 10,2 pies/ha, 60 coníferas y 90 frondosas).

Las actuaciones silvícolas planificadas se han diseñado y ejecutado teniendo en cuenta las características particulares del rodal en cuanto a los indicadores de madurez (ver tabla). El patrón de distribución sobre el terreno de estos elementos y su mayor o menor presencia determinaron las oportunidades de actuación y, en consecuencia, la intensidad de la actuación.



El tipo de actuación que se ha planificado y ejecutado en el rodal está relacionado, en particular, con la cantidad y calidad de los elementos clave presentes en el rodal asociados a la madurez y a la biodiversidad propia de los bosques maduros (presencia de madera muerta de grandes dimensiones, pies excepcionales, dendromicrohábitats, especies arbóreas acompañantes como servales, arces, acebos, madroños o cerezos, etc.).

Marcaje

El marcaje consistió en actuar alrededor de los elementos clave mediante corta o anillamiento de árboles de tamaño medio (20-30 cm de diámetro normal, Dn) y de gran tamaño (>30 cm de Dn) de coníferas o de frondosas. Mediante la corta o anillamiento de estos árboles se pretendía generar madera muerta en pie y en el suelo en cantidad y diversidad de tipos.

Actuaciones implementadas

Los tipos de intervención fueron los siguientes: i) liberación de árbol dominante o codominante cortando o anillando uno o varios pies competidores de árboles cuyas copas estaban al mismo nivel o algo por debajo del árbol objetivo. No se cortaba ni anillaba ningún árbol con microhábitat/s poco frecuente/s en el rodal; ii) liberación de regenerado avanzado o apertura de claros anillando y cortando un conjunto de árboles que daban sombra a un cono de regenerado avanzado o abriendo un espacio

suficiente para facilitar el establecimiento una nueva cohorte de árboles; iii) liberación de especies acompañantes que para este rodal fueron *Prunus avium*, *Acer campestre*, *Ilex aquifolium*, *Sorbus aria* y *S. domestica*. Para actuar, el árbol a liberar tenía que ser suficientemente vigoroso y tener un cierto tamaño, como para que su liberación produjese un efecto claro e inmediato en su crecimiento iv) resalveo, aunque no se aplicó de manera sistemática sí se realizó en los casos donde claramente se favorecía un resalvo muy dominante.

Resultados

Como consecuencia de la actuación de muy baja intensidad se ha conseguido aumentar el valor global de madurez desde el 3,3 al 5,4 sobre 10. (tabla 1).

Mediante corta y anillamiento de muy pocos pies (18 pies/ha entre cortados y anillados, el área basal ha pasado de 31,4 a 28,3 m^2/ha) se ha conseguido que la Complejidad Estructural apenas se redujera (del 6,2 se ha pasado al 5,8 sobre 10).

El elevado porcentaje de pies anillados que han muerto junto con los árboles cortados ha permitido aumentar el volumen de madera muerta y su proporción respecto a la viva de tal forma que la Senectud ha pasado del 0 al 6,0 sobre 10.

Tabla 1. Valores de las variables, indicadores, criterios e índice de madurez antes de la actuación y a los 2 años posteriores

Variables	Valor		Indicador/criterio	Valor [0,10]	
	Antes	Final		Antes	Final
			Madurez	**3,3**	**5,4**
			Criterio: Composición	**10,0**	**10,0**
Nº de especies arbóreas	4,0±0,45	4,4±0,40	Indicador: Especies	10,0	10,0
			Criterio: Complejidad	6,2	5,8
Área basal (m^2/ha)	31,6±4,80	28,3±4,87	Indicador:Área basal	7,0	5,0
Nº de estratos verticales	4,0±0,00	4,0±0,00	Indicador: Estructura vertical	10,0	10,0
Nº de clases diamétricas	5,4±0,51	5,2±0,49	Indicador: Clases diamétricas	2,0	2,0
			Criterio: Senectud	**0,0**	**6,0**
Nº de pies excepcionales (pies/ha)	12,7±7,79	19,1±7,79	Indicador: Pies excepcionales	0,0	0,0
Volumen de madera muerta (m^3/ha)	3,9±1,97	46,3±12,25	Indicador: Madera muerta	0,0	10,0
Proporción madera muerta/viva (%)	1,5±0,88	25,7±10,08	Indicador: Proporción madera muerta	0,0	10,0
			Criterio: Microhábitats	**6,0**	**4,0**
Nº microhábitats distintos	4,0±0,71	3,6±0,60	Indicador: Microhábitats	6,0	4,0
			Criterio: Dinámica	**3,0**	**3,0**
Fases silvogenéticas distintas	-	-		3,0	3,0

Todos los árboles cortados se dejaron enteros sobre el terreno sin tronzar ni desramar. No se cortó ni anillado ningún pie con dendromicrohábitats poco frecuentes.

A) Pies anillados, estado y abundancia de DMH (dendromicrohábitats) por especie en el rodal;

B) Pies cortados, estado de descomposición y abundancia de DMH por especie en el rodal. El muestreo final se realizó en junio de 2022, dos años después de la actuación. (tabla 2).

El porcentaje de pies anillados que han muerto a los 2 años ha sido muy elevado, 82,5%. En el 57% ya han aparecido dendromicrohábitats, mayoritariamente hongos. Por especies la que menor tasa de mortalidad presenta es la encina (58% de pies muertos).

El porcentaje de pies cortados con un grado de descomposición bajo (grado 1) es del 63% y el 37% restante ya tiene un grado de descomposición superior (grado 2). Por especies, destaca el pino silvestre ya que el 86% de pies ya presentan un grado 2 de descomposición. No se ha encontrado ningún pie con un grado 3 o superior de descomposición.

Tabla 2. Pines anillados y cortados, estado y abundancia de DMH

A)	Pies anillados			
Especie	**% muertos**	**% con DMH**	**Abundancia DMH**	**Nº anillados**
Pinus pinea	100,0	100,0	1,00	1
Pinus sylvestris	86,5	70,3	1,08	37
Quercus ilex	58,3	58,3	0,67	12
Quercus pubescens	92,3	15,4	0,15	13
Total	**82,5**	**57,1**	**0,40**	**63**
B)	**Pies cortados**			
	Descomposición			
Especie	**Grado 1**	**Grado 2**	**Abundancia DMH**	**Nº cortados**
Pinus sylvestris	13,6	86,4	1,05	22
Quercus ilex	93,3	6,7	0,43	30
Quercus pubescens	68,6	31,4	0,20	35
Total	**63,2**	**36,8**	**0,49**	**87**

El IBP no ha cambiado como consecuencia de la actuación debido a que los factores que se potenciaron ya tenían la puntuación máxima (5 sobre 5) antes de la intervención. (figura 1).

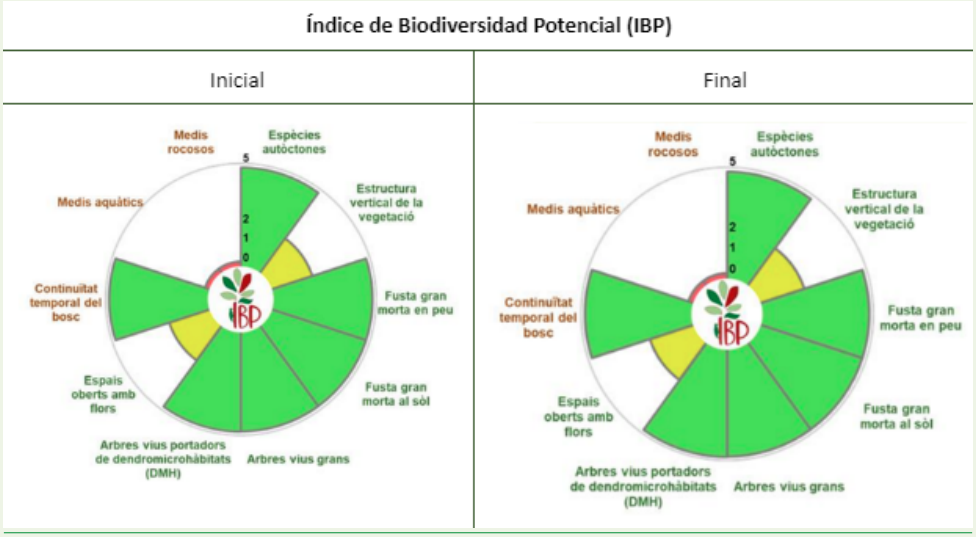


Figura 1. Comparación de los resultados IBP en el inventario inicial y final.

No se ha realizado ningún tipo de tratamiento sobre el sotobosque, por lo que no se considera que los cambios observados en la figura 2, que muestra la evolución del recubrimiento de matorral en los diferentes inventarios realizados, puedan atribuirse a las actuaciones.

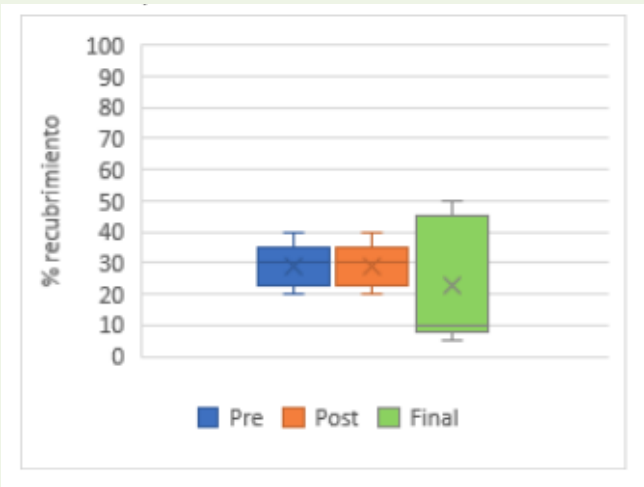


Figura 2. Evolución dell % de recubrimiento del sotobosque.

A pesar de que con las intervenciones se ha reducido ligeramente el RCE y el RCS, la distancia entre el combustible de escala y aéreo no supera los 3m, por lo que la vulnerabilidad estructural al fuego de copas sigue siendo moderada. (Tabla 3).

Tabla 3. Evolución de la vulnerabilidad estructual a incendios de copas (TVFoC; *Piqué at al.,* 2011)

Rodal	Inventario	RCE %	ACS m	Ds-e m	Ds-a m	De-a m	FCCa %	RCS %	TVFoC
GNQhm	Pre	70	1,1	1,2	-	1,0	55	30	**B3**
	Final	45	0,6	0,9	-	2,5	60	15	**B10**

RCE: recubrimiento del combustible de escala; **ACS:** altura del combustible de superficie; **Ds-e:** distancia entre combustibles de superficie y escala; **Ds-a:** distancia entre combustible de superficie y aéreo; **De-a:** distancia entre combustible de estala y aéreo; **FCCa:** fracción de cabida de cubierta del combustible aéreo; **RCS:** recubrimiento del combustible de superficie.

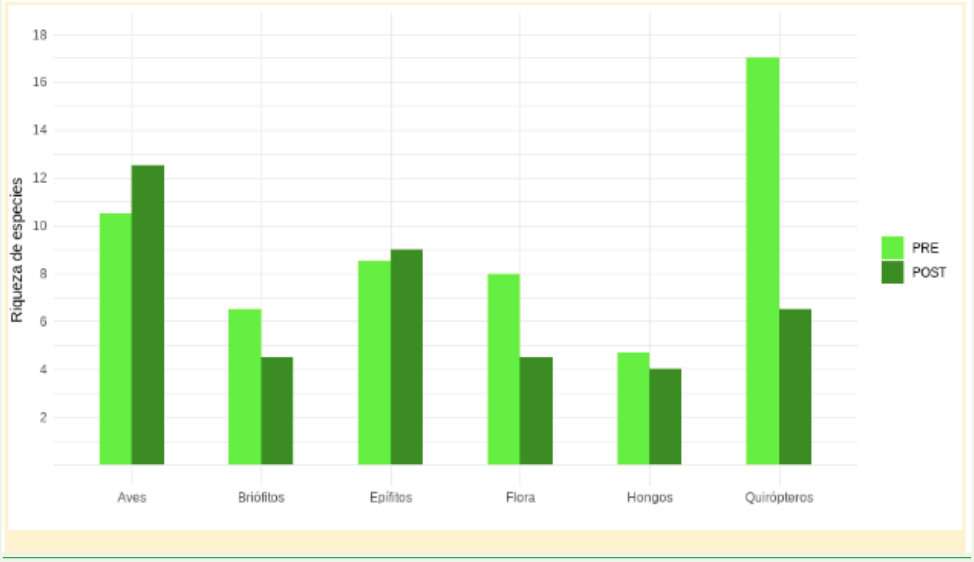


Figura 3. Resultado de las acciones implementadas sobre los indicadores de biodiversidad directos.

Dificultades encontradas

- No fue posible identificar de manera exhaustiva todos los elementos singulares (árboles de gran tamaño, especies acompañantes, madera muerta de gran tamaño preexistente, etc.) debido a que es costoso hacer un rastreo exhaustivo de todo el rodal. La dificultad aumenta en las zonas en las que el sotobosque es abundante.
- La cantidad de madera generada está supeditada a la cantidad y distribución de los elementos clave y a si es necesario marcar en relación con los otros objetivos planteados.
- El marcaje fue muy conservador en el sentido que en caso de duda no se marcaba y en algunos casos se podría haber hecho un marcaje más intensivo, p.ej. para liberar un pie dominante o co-dominante se podría haber cortado o anillado más de un pie vecino.

Lecciones aprendidas y recomendaciones

Fase de diagnosis del rodal

- Para hacer un recorrido lo más exhaustivo posible es recomendable utilizar una Tablet con la delimitación del rodal, el topográfico a escala 1:5000 y el ortofotomapa más reciente. El recorrido se tiene que registrar en un track para poder hacer un reconocimiento lo más completo posible del rodal. Para facilitar la tarea, se pueden diseñar unos transectos siguiendo curvas de nivel separadas por distancias de unos 50 m de manera que desde el transecto se pueda alcanzar con la vista 25 m a cada lado.
- Para facilitar la identificación de los elementos clave y evitar al máximo los desplazamientos dentro del rodal es aconsejable utilizar unos prismáticos para identificar la especie y un telémetro laser para determinar la posición por distancia y rumbo del elemento clave.

Fase de marcaje del rodal

- El marcaje tiene que ser exhaustivo pie a pie en todo el rodal. Para ahorrar tiempo y reducir costes de ejecución se podría haber hecho el marcaje al mismo tiempo que la diagnosis ya que se trata de identificar cada elemento clave y decidir para cada uno si es necesario hacer alguna intervención para liberarlo.

Fase de actuación de los trabajos silvícolas y seguimiento post actuación

- Es fundamental que la empresa contratada tenga experiencia en anillamiento y en cortar árboles sin dañar a los demás. No anillar correctamente puede suponer que el árbol sobreviva o, si se hace en exceso, que se rompa.
- Para facilitar los trabajos silvícolas es recomendable entregar a la empresa adjudicataria la cartografía con la delimitación del rodal y la posición geográfica aproximada (error del GPS 4-5 m) de todos los pies a anillar o cortar.
- En relación con las especies arbóreas acompañantes a respectar es recomendable que lleven alguna señal vistosa para evitar que sean dañadas durante los trabajos.
- Aunque sigue sin estar claro que cantidad de madera muerta debería ser suficiente para mejorar los procesos asociados a la dinámica y mejora de las comunidades saproxílicas en el espacio y en el tiempo, parece razonable y oportuno ir generando madera muerta de tamaño medio y grande de pequeñas cantidades modestas en tiempos relativamente cortos (5-7 años) aunque los costes económicos, lógicamente, se incrementan.

- Al principio del proyecto no había certeza de que los pies anillados acabaran muriendo, especialmente si se trataba de frondosas (robles y encinas). El resultado de su seguimiento a los dos años de la actuación nos permite afirmar que la proporción de pies que resultaron muertos fue muy elevada para todas las especies excepto para la encina que resultó algo inferior al 60%. Tampoco se produjeron roturas como consecuencia del anillado. Tambien cabe destacar que, a los 2 años, en una proporción elevada de pies cortados o anillados ya han aparecido dendromicrohábitats con la excepción del roble.
- Las actuaciones de baja intensidad han supuesto una mejorar rápida y efectiva de la madurez del rodal. Para que sea lo más efectiva posible es muy importante actuar en rodales que ya tengan un cierto grado de madurez con abundancia de elementos clave.

Referencias bibliográficas

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- **Aggestam, F., Konczal, A., Sotirov, M., Wallin, I., Paillet, Y., Spinelli, R., Lindner, M., Derks, J., Hanewinkel, M., Winkel, G.,** (2020). Can nature conservation and wood production be reconciled in managed forests? A review of driving factors for integrated forest management in Europe. J. Environ. Manage. 268, 110670. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110670.

- **Ausmus, B.S.,** (1977). Wood Decomposition Rates by Arthropod and Annelid Populations Author(s). Ecol. Bullletings, Soil Org. as Compoents Ecosyst. 25 Stockho, 180–192.

- **Avila-Cabadilla, L.D., Stoner, K.E., Henry, M., Añorve, M.Y.A., (**2009). Composition, structure and diversity of phyllostomid bat assemblages in different successional stages of a tropical dry forest. For. Ecol. Manage. 258, 986–996. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.12.011.

- **Baiges, T., Cervera, T., Gonin, P., Larrieu, L.,** (2022). El Índice de Biodiversidad Potencial (IBP) como herramienta de apoyo a la gestión forestal: fundamentos y aplicaciones en Cataluña, in: 8è Congrès Forestal Espanyol. Societat Espanyola de Ciències Forestals.

- **Bauhus, J., Puettmann, K., Messier, C.,** (2009). Silviculture for old-growth attributes. For. Ecol. Manage. 258, 525–537. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053

- **Beltrán, M., Pallarés, M., Miranda, C., Buqueras, X., Trullols, E., Piqué, M.,** (2022). Modelos selvícolas de referencia basados en principios de selvicultura naturalística para la planificación forestal operativa en montes mediterráneos, in: 8o Congreso Forestal Español.

- **Berglund, H., Jonsson, B.G.,** (2005). Verifying an extinction debt among lichens and fungi in northern Swedish boreal forests. Conserv. Biol. 19, 338–348. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00550.x

- **Bobiec, A., Gutowski, J., Zub, K., Pawlaczyk, P., Laudenslayer, W.F., (**2005). The Afterlife of the Tree. WWF Poland, Warszawa.

- **Bongaarts, J.,** (2019). IPBES, 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental SciencePolicy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Population and Development Review. IPBES secretariat, Bonn, Germany. https://doi.org/10.1111/padr.12283.

- **Bosch, J., Stefanescu, C., Roquer-Beni, L.,** (2022). Els pol·linitzadors silvestres a Catalunya; Informe sobre estatus, amenaces i àmbits prioritaris d'actuació per a la seva conservació.

- **Bouget, C., Larrieu, L., Nusillard, B., Parmain, G.,** (2013). In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. Biodivers. Conserv. 22, 2111–2130. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0531-3.

- **Bouget, C., Duelli, P.,** (2004). The effects of windthrow on forest insect communities: A literature review. Biol. Conserv. 118, 281–299. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.09.009.

- **Brin, A., Brustel, H., Jactel, H.,** (2009). Species variables or environmental variables as indicators of forest biodiversity: A case study using saproxylic beetles in Maritime pine plantations. Ann. For. Sci. 66, 1–11. https://doi.org/10.1051/forest/2009009.

- **Brotons, L., Pou, N., Hernando, S., Bota, G., Villero, D., Garrabou, J., Ordoñez, J.L., Anton, M., Gual, G., Recorder, L., Alcaraz, J., Pla, M., Sainz de la Maza, P., S, P., Pino, J.,** (2020). Estat de la Natura a Catalunya 2020, Departament de Territori i Sostenibilitat.

- **Brotons, L.,** (2007). Biodiversidad en mosaicos forestales mediterráneos : el papel de la heterogeniedad y del contexto paisajístico Introducción Los recientes cambios a gran escala en los patrones de la utilización del suelo, in: Landscape. Edicions

Universitat de Barcelona i Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Barcelona, pp. 131–150.

- **Brunialti, G.,** (2014). Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity, International Journal of Environmental Studies. European Forest Institute. https://doi.org/10.1080/00207233.2014.889472.

- **Burrascano, S., Keeton, W.S., Sabatini, F.M., Blasi, C.,** (2013). Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. For. Ecol. Manage. 291, 458–479. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.020.

- **Buse, J., Levanony, T., Timm, A., Dayan, T., Assmann, T.,** (2010). Saproxylic beetle assemblages in the Mediterranean region: Impact of forest management on richness and structure. For. Ecol. Manage. 259, 1376–1384. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.004.

- **Bütler, R., Lachat, T., Krumm, F., Kraus, D., Larrieu, L.,** (2020). Field Guide to Tree-related Microhabitats. Descriptions and size limits for their inventory. Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research WSL, Birmensdorf.

- **C, E.,** (2017). Reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory notes and guidelines for the period 2013-2018. Brussels.

- **Cadieux, P., Drapeau, P., Ouellet-Lapointe, U., Leduc, A., Imbeau, L., Deschênes, R., Nappi, A.,** (2023). Old forest structural development drives complexity of nest webs in a naturally disturbed boreal mixedwood forest landscape. Front. For. Glob. Chang. 6, 1084696. https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1084696.

- **Calver, M.,** (2002). Conserving Forest Biodiversity: A Comprehensive, Multiscaled Approach, Pacific Conservation Biology. Island Press, Washington, DC. https://doi.org/10.1071/pc030291.

- **Camprodon, J., Campión, D., Martínez-Vidal, R., Onrubia, A., Robles, H., Romero, J.L., Senosiain, A.,** (2007). Estatus, selección del hábitat y conservación de los pícidos ibéricos, in: Camprodon, J., Plana, E. (Eds.), Conservación de La Biodiversidad y Gestión Forestal. pp. 391–434.

- **Camprodon, J., Guixé, D., Sazatornil, V.,** (2018). Manual de caracterización y conservación de los bosques singulares de pino laricio., Centre de la Propietat Forestal (Life+ PINASSA). Centre de la Propietat Forestal (CPF).

- **Camprodon, J.,** (2013). Ecologia i conservació dels ocells forestals. Un manual de gestió de la biodiversitat en boscos catalans. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.

- **Camprodon, J.,** (2013). Ecologia i conservació dels ocells forestals. Un manual de gestió de la biodiversitat en boscos catalans. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya, Solsona.

- **Camprodon, J., Brotons, L.,** (2006). Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm oak forests. For. Ecol. Manage. 221, 72–82. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.044.

- **Camprodon, J., Brotons, L.,** (2006). Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm oak forests. For. Ecol. Manage. 221, 72–82. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.044.

- **Camprodon, J., Guixé, D.G. i C., Llobet i François, T. 1975-, Gallés, A. 1971-, Rovira, P. 1960-, Bas, J. 1963-,** (2016). Conservación de las tejedas mediterráneas: manual de buenas prácticas. Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.

- **Camprodon, J., Jato, R., Guixé, D., Badosa, E., Potrony, D.,** (2020). Manual para la gestión del hábitat del MOCHUELO

BOREAL, Atlas de aves reproductoras de españa. Gobierno de Aragón y Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya.

- **Cervera T.; Baiges, T.; Rabascall, X.; *et al.*** (2022). Metodología de cálculo del impacto de la gestión forestal en los servicios ecosistémicos: carbono, agua y biodiversidad. Centro de la Propiedad Forestal, Santa Perpètua de Mogoda.

- **Cervera, T., Garrabou, R., Tello, E.,** (2015). Política forestal y evolución de los bosques en Cataluña desde el siglo xix hasta la actualidad. Investig. Hist. Económica - Econ. Hist. Res. 11, 116–127. https://doi.org/10.1016/j.ihe.2014.04.002.

- **Cervera, T., Pino, J., Marull, J., Padró, R., Tello, E.,** (2019). Understanding the long-term dynamics of forest transition: From deforestation to afforestation in a Mediterranean landscape (Catalonia, 1868–2005). Land use policy 80, 318–331. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.10.006.

- **Chaudhary, A., Burivalova, Z., Koh, L.P., Hellweg, S.,** (2016). Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs. Sci. Rep. 6, 23954. https://doi.org/10.1038/srep23954.

- **Coello, J., Piqué, M., Beltrán, M., Coll, L., Palero, N., Guitart, L.,** (2022). Gestión adaptativa y naturalística en bosques mixtos mediterráneos subhúmedos: encinares, castañares, robledales y pinares. Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya; Centre de la Propietat Forestal, Solsona (Lleida); Santa Perpètua de Mogoda (Barcelona).

- **de la Peña-Cuéllar, E., Stoner, K.E., Avila-Cabadilla, L.D., Martínez-Ramos, M., Estrada, A.,** (2012). Phyllostomid bat assemblages in different successional stages of tropical rain forest in Chiapas, Mexico. Biodivers. Conserv. 21, 1381–1397. https://doi.org/10.1007/s10531-012-0249-7.

- **Debris, C.W., Forests, S.,** (1993). Biodiversity and coarse woody debris in southern forests, Proceedings of the Workshop

on Course Woody Debris in Souther Forests: Effects on Biodiversity.

- **Del Campo AD., González-Sanchis, M., Lidón, A., García-Prats, A., Llull, C., Bautista, L., Ruíz-Pérez, G., Francés, F.** (2017). Eco-hydrological [1] based forest management in semi-arid climate. In: Krecek, J., Haigh, M., Hofer, T., Kubin, E., Promper, C. (eds) Ecosystem Services of Headwater Catchments. Springer. 45-47. https://doi.org/10.1007 978-3-319-5946-7_6.

- **Della Rocca, F., Stefanelli, S., Pasquaretta, C., Campanaro, A., Bogliani, G.,** (2014). Effect of deadwood management on saproxylic beetle richness in the floodplain forests of northern Italy: Some measures for deadwood sustainable use. J. Insect Conserv. 18, 121–136. https://doi.org/10.1007/s10841-014-9620-1.

- **ECE - European Commission Environment,** (2015). Natura 2000 and Forests. Part III - Case Studies. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- **Emberger, C., Larrieu, L., Gonin, P., Baiges, T., Cervera, T., Palero, N.,** (2023). Diversitat d'espècies al bosc: per què i com integrar-la en la gestió? Familiaritzar-se amb l'Índex de Biodiversitat Potencial (IBP). CPF, CNPF-IDF.

- **Espinosa Ruiz, S., San Miguel Ayanz, A., de Viñas, I., Alberdi Asensio, I.,** (2017). Establecimiento de indicadores armonizados para la evaluación del estado de conservación de los hábitats de bosque de la red Natura 2000, in: 7o Congreso Forestal Español. p. 12.

- **EUROPARC-España,** (2020). Bosques maduros mediterráneos: características y criterios de gestión en áreas protegidas. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid.

- **European Commission,** (2023). Directorate-General for Environment, Guidelines on closer-to-nature forest management.

- **Evans, D.,** (2012). Building the European Union's Natura 2000 network. Nat. Conserv. 1, 11–26. https://doi.org/10.3897/nature-conservation.1.1808.

- **Ferris, R., Humphrey, J.W.,** (1999). A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. Forestry 72, 313–328. https://doi.org/10.1093/forestry/72.4.313.

- **Forest Europe, UNECE, FAO,** (2020). FOREST EUROPE 2020: State of Europe's Forests 2020.

- **FRA2020,** 2020. The State of the World's Forests 2020. In brief, The State of the World's Forests 2020. In brief. Rome, Italy: FAO & UNEP. https://doi.org/10.4060/ca8985en.

- **Franch, M., Herrando, S., Anton, M., Villero, D., Brotons, L.,** (2021). Atles dels ocells nidificants de Catalunya. Distribució i abundància 2015-2018 i canvi des de 1980. Institut Català d'Ornitologia / Cossetània Edicions, Barcelona.

- **Franklin, J.F., Cromack, K., Denison, W., McKee, A., Maser, C., Sedell, J., Swanson, F., Juday, G.,** (1981). Ecological characteristics of old-growth Douglas-fir forests. https://doi.org/10.2737/PNW-GTR-118.

- **Franklin, J.F.F., Berg, D.R.R., Thornburgh, D.A.A., Tappeiner, J.C.C.,** (1997). Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems, in: Creating a Forestry for the 21st Century. The Science of Ecosystem Management. Island Press, pp. 111–139.

- **Franklin, J.F., Spies, T.A., Pelt, R. Van, Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Berg, D.R., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K., Chen, J.,** (2002). Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. For. Ecol. Manage. 155, 399–423. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00575-8.

- **Gamborg, C., Larsen, J.B.,** (2003). “Back to nature” - A sustainable future for forestry? For. Ecol. Manage. 179, 559–571. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00553-4.

- **Gamborg, C., Larsen, J.B.J.B.,** (2003). “Back to nature” - A sustainable future for forestry? For. Ecol. Manage. 179, 559–571. https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00553-4.

- **García Antón, M., Maldonado Ruiz, J., Morla Juaristi, C., Sainz Ollero, H.,** (2002). Fitogeografía histórica de la península ibérica, in: La Diversidad Biológica de España. Pearson Educación S.A., Madrid.

- **Gossner, M.M., Floren, A., Weisser, W.W., Linsenmair, K.E.,** (2013). Effect of dead wood enrichment in the canopy and on the forest floor on beetle guild composition. For. Ecol. Manage. 302, 404–413. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.039.

- **Grove, S.J.,** (2002). Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests. Annu. Rev. Ecol. Syst. 33, 1–23. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507.

- **Guixé, D., Camprodon, J.,** (2018). Manual de conservación y seguimiento de los quirópteros forestales, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. Organismo Autónomo Parques Nacionales.

- **Guixé, D., Camprodon, J., (**2018). Manual de conservación y seguimiento de los quirópteros forestales, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.

- **Gustafsson, L., Bauhus, J., Asbeck, T., Augustynczik, A.L.D., Basile, M., Frey, J., Gutzat, F., Hanewinkel, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Messier, C., Penner, J., Pyttel, P., Reif, A., Storch, F., Winiger, N., Winkel, G., Yousefpour, R., Storch, I.,** (2020). Retention as an integrated biodiversity

conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. Ambio 49, 85–97. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1.

- **Gustafsson, L., Kouki, J., Sverdrup-Thygeson, A.,** (2010). Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: A review of ecological consequences. Scand. J. For. Res. 25, 295–308. https://doi.org/10.1080/02827581.2010.497495.

- **Hanski, Ilkka,** (1999). Metapopulation Ecology, Metapopulation Ecology. Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/oso/9780198540663.001.0001.

- **Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K., Cummins, K.W.,** (1986). Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. Adv. Ecol. Res. 15, 133–302. https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60121-X.

- **Hilmers, T., Friess, N., Bässler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., Seidl, R., Müller, J.,** (2018). Biodiversity along temperate forest succession. J. Appl. Ecol. 55, 2756–2766. https://doi.org/10.1111/1365-2664.13238.

- **Hooper, D.U., Chapin, F.S., Ewel, J.J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J.H., Lodge, D.M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A.J., Vandermeer, J., Wardle, D.A.,** (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. Ecol. Monogr. 75, 3–35. https://doi.org/10.1890/04-0922.

- **Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya,** (2018). Mapa de cobertes del sòl. Institut Cartogràfic i Geològic de Catalunya, Barcelona.

- **Jacobs, J.M., Spence, J.R., Langor, D.W.,** (2007). Influence of boreal forest succession and dead wood qualities on saproxylic

beetles. Agric. For. Entomol. 9, 3–16. https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2006.00310.x.

- **Jonsell, M., Weslien, J., Ehnström, B.,** (1998). Substrate requirements of red-listed saproxylic invertebrates in Sweden. Biodivers. Conserv. 7, 749–764. https://doi.org/10.1023/A:1008888319031.

- **Keeton, W.S.,** (2006). Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. For. Ecol. Manage. 235, 129–142. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.005.

- **Kirby, K.J., Drake, C.M.,** (1993). Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain., English Nature Science, No. 7. English Nature Science, Peterbourough, UK.

- **Kraus, D., Krumm, F.** (eds) (2013). Integrative approaches as an opportunity for the conservation on forest biodiversity. European Forest Institute. 284 pp.

- **Krumm, F., Schuck, A., Rigling, A.,** (2020). How to balance forestry and biodiversity conservation - A view across Europe. European Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf.

- **Krumm, F., Schuck, A., Rigling, A.,** (2020). How to balance forestry and biodiversity conservation - A view across Europe. European Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf.

- **Krumm, F., Schuck, A., Rigling, A.,** (2020). How to balance forestry and biodiversity conservation - A view across Europe. European Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf. https://doi.org/10.16904/envidat.196.

- **Larrieu, L., Cabanettes, A., Gonin, P., Lachat, T., Paillet, Y., Winter, S., Bouget, C., Deconchat, M.,** (2014). Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring. For. Ecol. Manage. 334, 163–173. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.007.

- **Larrieu, L., Gonin, P.,** (2008). L'Indice de biodiversité potentielle (IBP): Une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. Rev. For. Fr. 60, 727–748. https://doi.org/10.4267/2042/28373.

- **Larrieu, L., Gosselin, F., Archaux, F., Chevalier, R., Corriol, G., Dauffy-Richard, E., Deconchat, M., Gosselin, M., Ladet, S., Savoie, J.M., Tillon, L., Bouget, C.,** (2019). Assessing the potential of routine stand variables from multi-taxon data as habitat surrogates in European temperate forests. Ecol. Indic. 104, 116–126. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.085.

- **Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A.K., Regnery, B., Vandekerkhove, K.,** (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. Ecol. Indic. 84, 194–207. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051.

- **Larrieu, L., Paillet, Y., Winter, S., Bütler, R., Kraus, D., Krumm, F., Lachat, T., Michel, A.K., Regnery, B., Vandekerkhove, K.,** (2018). Tree related microhabitats in temperate and Mediterranean European forests: A hierarchical typology for inventory standardization. Ecol. Indic. 84, 194–207. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.08.051.

- **Larsen, J.B., Angelstam, P., Bauhus, J., Carvalho, J.F., Diaci, J., Dobrowolska, D., Gazda, A., Gustafsson, L., Krumm, F., Knoke, T., Konczal, A., Kuuluvainen, T., Mason, B., Motta, R., Pötzelsberger, E., Rigling, A., Schuck, A.,** (2022). Closer-to-Nature Forest Management, From Science to Policy 12. European Forest Institute. https://doi.org/10.36333/fs12.

- **Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., Bouget, C.,** (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. Ecol. Indic. 11, 1027–1039. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004.

- **López-Bultó, O., Gassmann, P., Bertin, I., Piqué, R.,** (2023). Sorting the Trees: The Role of Laurus nobilis in the Woodland Management Practices at La Draga (Banyoles, Spain). Int. J. Wood Cult. 3, 329–348. https://doi.org/10.1163/27723194-bja10023.

- **Loreau, M.,** (2001). Microbial diversity, producer-decomposer interactions and ecosystem processes: A theoretical model. Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 268, 303–309. https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1366.

- **Lovett, J.,** (2001). Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems, Environment and Development Economics. Cambridge University Press, Cambridge, UK. https://doi.org/10.1017/s1355770x01220087.

- **Martikainen, P., Siitonen, J., Punttila, P., Kaila, L., Rauh, J.,** (2000). Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. Biol. Conserv. 94, 199–209. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00175-5.

- **McComb, W., Lindenmayer, D.,** (2010). Dying, dead, and down trees, in: Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 335–372. https://doi.org/10.1017/cbo9780511613029.012.

- **Ménoni, E., Favre-Ayala, V., Cantegrel, R., Revenga, J., Camprodon, J., Garcia, D., Campion, D., Riba, D.,** (2012). Réflexion technique pour la prise en compte du Grand tétras dans la gestion forestière pyrénéenne. Toulouse.

- **Micó, E., García-López, A., Brustel, H., Padilla, A., Galante, E.,** (2013). Explaining the saproxylic beetle diversity of a protec-

ted Mediterranean area. Biodivers. Conserv. 22, 889–904. https://doi.org/10.1007/s10531-013-0456-x.

- **MITECO, M. para la T.E.,** (2023). Ratio del volumen de madera muerta y madera total en las formaciones arboladas (Indicador 23).

- **Müller, J., Bütler, R.,** (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. Eur. J. For. Res. 129, 981–992. https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5.

- **Nascimbene, J., Marini, L., Nimis, P.L.,** (2010). Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed Picea abies stands in Alpine spruce forests. For. Ecol. Manage. 260, 603–609. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.016.

- **Nolet, P., Kneeshaw, D., Messier, C., Béland, M.,** (2018). Comparing the effects of even- and uneven-aged silviculture on ecological diversity and processes: A review. Ecol. Evol. 8, 1217–1226. https://doi.org/10.1002/ece3.3737.

- **NOSS, R.F.,** (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. Conserv. Biol. 4, 355–364. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x.

- **Ódor, P., Király, I., Tinya, F., Bortignon, F., Nascimbene, J.,** (2014). Reprint of: Patterns and drivers of species composition of epiphytic bryophytes and lichens in managed temperate forests. For. Ecol. Manage. 321, 42–51. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.035.

- **Økland, B., Bakke, A., Hågvar, S., Kvamme, T.,** (1996). What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. Biodivers. Conserv. 5, 75–100. https://doi.org/10.1007/bf00056293.

- **Pallarés, M., Beltran, M., Piqué, M.,** (2022). Catàleg dels Boscos Madurs de Catalunya - Propostes de gestió.

- **Paños Puñal, F.,** 2018. Seguimiento de hábitats de interés comunitario de carácter arbolado en Castilla-La Mancha. Universidad Autónoma de Madrid.

- **Parisi, F., Di Febbraro, M., Lombardi, F., Biscaccianti, A.B., Campanaro, A., Tognetti, R., Marchetti, M.,** (2019). Relationships between stand structural attributes and saproxylic beetle abundance in a Mediterranean broadleaved mixed forest. For. Ecol. Manage. 432, 957–966. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.10.040.

- **Pescador, D.S., Vayreda, J., Escudero, A., Lloret, F.,** (2022). El potencial del Inventario Forestal Nacional para evaluar el estado de conservación de los tipos de Hábitat forestales de Interés Comunitario: nuevos retos para cumplir con las políticas de conservación de la biodiversidad (Conjunto de datos). Ecosistemas 31. https://doi.org/10.7818/ecos.2384ms-ts7.

- **Pescador, D.S., Vayreda, J., Escudero, A., Lloret, F.,** (2019). Identificación y descripción de las variables utilizadas en el Inventario Forestal Nacional para la evaluación de la "Estructura y función" de los tipos de hábitat de bosque, Serie "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica, Madrid.

- **Piqué, M., Vericat, P., Beltrán, M.,** (n.d.). Resource communication. ORGEST: Regionalguidelines and silvicultural models for sustainable forest management. For. Syst. 26.

- **Pro Silva,** (2012). Pro Silva Principles. Association of European foresters practising management which follows natural processes, France.

- **Ranius, T., Jansson, N.,** (2000). The influence of forest regrowth, original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. Biol. Conserv. 95, 85–94. https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00007-0.

- **Redecker, D., Szaro, T.M., Bowman, R.J., Bruns, T.D.,** (2001). Small genets of Lactarius xanthogalactus, Russula cremoricolor and Amanita francheti in late-stage ectomycorrhizal successions. Mol. Ecol. 10, 1025–1034. https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2001.01230.x.

- **Rodríguez Martín, J.A., Álvaro-Fuentes, J., Gonzalo, J., Gil, C., Ramos-Miras, J.J., Grau Corbí, J.M., Boluda, R.,** (2016). Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. Geoderma 264, 117–125. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.10.010.

- **Rolling, C.S.,** (1992). Cross-scale morphology, geometry, and dynamics of ecosystems. Ecol. Monogr. 62, 447–502. https://doi.org/10.2307/2937313.

- **Romao, C.,** (2009). State of nature in the EU — Results from reporting under the nature directives 2007–2012. Rome, Italy: FAO & UNEP. https://doi.org/10.2800/088178.

- **Romps, D.M., Seeley, J.T., Vollaro, D., Molinari, J.,** (2014). Projected increase in lightning strikes in the united states due to global warming. Science (80-.). 346, 851–854. https://doi.org/10.1126/science.1259100.

- **Rut Domènech, M.P.A.L.M.B.M.C.,** (2018). The role of fire in the conservation of the black pine (Pinus nigra Arn.) habitat. Life+ PINASSA project (LIFE13 NAT/ES/000724).

- **Samuelsson, J., Gustafsson, L., Ingelög, T.,** (1994). DYING AND DEAD TREES - a review of their importance for biodiversity. Swedish Environmental Protection Agency Report 4306, Uppsala.

- **Schowalter, T.D.,** (1995). Canopy arthropod communities in relation to forest age and alternative harvest practices in western Oregon. For. Ecol. Manage. 78, 115–125. https://doi.org/10.1016/0378-1127(95)03592-4.

- **Schütz, J.P.,** (1999). Close-to-nature silviculture: Is this concept compatible with species diversity? Forestry 72, 359–366. https://doi.org/10.1093/forestry/72.4.359.

- **Schütz, J.P.,** (1999). Close-to-nature silviculture: Is this concept compatible with species diversity? Forestry 72, 359–366. https://doi.org/10.1093/forestry/72.4.359.

- **Stein, A., Kreft, H.,** (2015). Terminology and quantification of environmental heterogeneity in species-richness research. Biol. Rev. 90, 815–836. https://doi.org/10.1111/brv.12135.

- **Stokland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.G.,** (2012). Biodiversity in dead wood, Biodiversity in Dead Wood. Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9781139025843.

- **Terradas, J., Ibàñez, J.J., Vayreda, J., Espelta, J.M., Àvila, A., Gracia, C.,** (2004). Els boscos de Catalunya Estructura, dinàmica i funcionament, Documents dels quaderns de mediambient. Generalitat de Catalunya, Barcelona.

- **Tíscar, P.A.,** (2006). La gestión próxima a la naturaleza en el nuevo paradigma de la ciencia forestal, in: Tíscar, P A (Ed.), La Gestión Forestal Próxima a La Naturaleza. Actas de Las 1a Jornadas Sobre Bosques, Biodiversidad y Educación Ambiental. Prosilva, pp. 15–40.

- **Valladares, A.,** (2009). Bases ecologicas preliminares para la conservacion de los tipos de habitat de interes comunitario en España: Abetales de Abies Pinsapo Boiss. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

- **Vericat, P., Piqué, M., Bletrán, M., Cervera, T.,** (2011). Models de gestió per als boscos de d'alzina (Quercus ilex subsp. ilex) i carrasca (Quercus ilex subsp. ballota). Producció de fusta i prevenció d'incendis forestals, Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST).

- **Vericat, P., Piqué, M., Bletrán, M., Cervera, T., Beltrán, M., Cervera, T.,** (2011.) Models de gestió per als boscos de d'alzina (Quercus ilex subsp. ilex) i carrasca (Quercus ilex subsp. ballota). Producció de fusta i prevenció d'incendis forestals, Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST), Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya, Barcelona.

¬ **Verkerk, P.J., Lindner, M., Zanchi, G., Zudin, S.** (2011). Assessing impacts of intensified biomass removal on deadwood in European forests. Ecological Indicators 11(1): 27-35. doi:10.1016/j.ecolind.2009.04.004.

¬ **VV.AA,** (2019). "Metodologías para el seguimiento del estado de conservación de los tipos de hábitat". Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid. Ministerio para la Transición Ecológica.

¬ **WALKER, B.H.,** (1992). Biodiversity and Ecological Redundancy. Conserv. Biol. 6, 18–23. https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610018.x.

¬ **WCFSD,** (1997). Our Future Our Forests. Final Report of the World Commission on Forests and Sustainable Development. Geneva. Winipeg, Canada.

¬ **Wiens, J.A.,** (1989). The ecology of bird communities. Volume 1: foundations and patterns, The ecology of bird communities. Volume 1: foundations and patterns. Cambridge University Press.

¬ **Willson, M.F.,** (1974). Avian Community Organization and Habitat Structure. Ecology 55, 1017–1029. https://doi.org/10.2307/1940352.

¬ **Winter, S., Möller, G.C.,** (2008). Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. For. Ecol. Manage. 255, 1251–1261. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.10.029.

¬ **Zeller, L., Baumann, C., Gonin, P., Heidrich, L., Keye, C., Konrad, F., Larrieu, L., Meyer, P., Sennhenn-Reulen, H., Müller, J., Schall, P., Ammer, C.,** (2022). Index of biodiversity potential (IBP) versus direct species monitoring in temperate forests. Ecol. Indic. 136. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108692.

Esta Guía se ha realizado en el marco del proyecto LIFE BIORGEST
(Innovative Forest Management Strategies to Enhance Biodiversity in Mediterranean forest.
Incentives & Management Tools)
LIFE 17 NAT/ES/000568

lifebiorgest.eu

Socios del proyecto

Cofinanciadores