



**PINASSA**  
**PINEGRAL**  
**PINUS NIGRA**

---



**Manual**  
**de caracterización**  
**y conservación**  
**de los bosques**  
**singulares**  
**de pino laricio**

---

## Manual de caracterización y conservación de los bosques singulares de pino laricio

**Edita:** Centre de la Propietat Forestal

**Autores:** Jordi Camprodon, David Guixé y Víctor Sazatornil

**Revisores:** Míriam Piqué (CTFC), Mario Beltrán (CTFC), Teresa Cervera (Centre de la Propietat Forestal), Carme Casas (Universitat de Vic), Jordi Dantart (Societat Catalana de Lepidopterologia), Eduard Piera (consultor ambiental), Jordi Vayreda (CREAF) y Amador Viñolas (Museu de Ciències Naturals de Barcelona)

### Diseño y maquetación

© Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya

© Fotos: los autores

© De los textos y las Ilustraciones: los autores

**Primera edición:** mayo de 2018

**Depósito legal:** B 17756-2018

Citación recomendada: Camprodon, J.; Guixé, D.; Sazatornil, V. 2018. *Manual de caracterización y conservación de los bosques singulares de pino laricio*. Life+ PINASSA. Edita Centre de la Propietat Forestal.

Las opiniones expresadas en este manual son las de los autores y no reflejan necesariamente los puntos de vista de la Unión Europea y de la Comisión Europea, por lo que no son atribuibles a estas instituciones.

**Foto cubierta e interiores a toda página:** Jordi Bas

### Colaboradores

Direcció General d'Ecosistemes Forestals i Gestió del Medi, Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca i Alimentació, Generalitat de Catalunya


 Generalitat de Catalunya  
**Departament d'Agricultura,  
Ramaderia, Pesca i Alimentació**

### Agradecimientos:

Un reconocimiento muy especial a los propietarios que se han comprometido en la conservación de los bosques de pino laricio y a las personas que, de un modo u otro, han participado en la acción de conservación y puesta en valor de rodales singulares y en la elaboración de este manual: José Antonio Atauri, Claudi Baiges, Teresa Baiges, Montse Barniol, Carla Bellera, Antoni Boix, Gerard Bota, Pere Casals, Jaime Coello, Lluís Coll, Josep Maria Fabra, Joaquim Ferràs, Xavier Florensa, Josep Maria Forcadell, David Giralt, Marc Gómez, Sandra Guy, Maria Àngels Llombart, Ismael Mayal, Marc Mensa, Joan Mestre, Eñaut Muerza, Àngela Muntada, Sonia Navarro, Celia Nicolàs, Noemí Palero, Joan Pellisa, Assu Planas, David Porras, Núria Pou, Miquel Rafa, Jarkov Reverté, Elena Roca, Josep Sabaté, Miquel Sala, Nicholas Sande, Francesc Sardà, Carlos Sanromán, Arnau Silva, Laura Torrent, Jordi Tristany, Enric Vadell, Judit Varela, Guillem Vilà, Pau Vericat, Josep Viladrich y Ramon Viladrich.

Este manual se ha elaborado en el marco del proyecto Life+ PINASSA, *Sustainable management for conservation of Black pine (Pinus nigra subsp. salzmannii var. pyrenaica) forests in Catalonia* (Life13 NAT/ES/000724; lifepinassa.eu).





**Manual  
de caracterización  
y conservación  
de los bosques  
singulares  
de pino laricio**

---



# Índice

<b>1. Introducción al concepto de singularidad en los bosques</b>	<b>7</b>
1.1. El concepto de singularidad	8
1.2. El concepto de madurez	8
1.3. La dinámica sucesional	10
1.4. Vida más allá de la muerte: dinámica de la madera en descomposición	12
1.5. Los aprovechamientos madereros en la dinámica sucesional	13
<b>2. La madurez como elemento clave de los bosques</b>	<b>15</b>
2.1. ¿Por qué considerar la madurez como singularidad?	16
2.2. Conservación de los rodales singulares en el Life+ PINASSA	16
<b>3. Los rodales singulares de pino laricio de Cataluña</b>	<b>19</b>
3.1. Características de los rodales singulares identificados en Cataluña	20
3.2. Características de los rodales singulares del Life+ PINASSA	23
<b>4. La biodiversidad asociada a los bosques maduros</b>	<b>33</b>
4.1. Introducción	34
4.2. El muestreo de bioindicadores del Life+ PINASSA	35
4.2.1 Inventario desamétrico y de vegetación	35
4.2.2 Inventario de madera muerta y microhábitats	36
4.2.3 Inventario de flora de interés especial	37
4.2.4 Censo de aves forestales	37
4.2.5 Censo de murciélagos	38
4.2.6 Muestreo de mariposas nocturnas	38
4.3. Flora vascular	38
4.3.1 Generalidades	38
4.3.2 La flora en los rodales maduros de pino laricio	39
4.4. Musgos y líquenes	42
4.5. Hongos	43
4.6. Mariposas nocturnas	44
4.7. Coleópteros saproxílicos y otros invertebrados	45
4.8. Aves	46
4.9. Murciélagos	49
4.10. Grandes mamíferos	51

<b>5. Valores culturales del hábitat</b>	<b>53</b>
<b>6. Cómo mejorar la conservación de los rodales a largo plazo</b>	<b>55</b>
6.1. Manejo silvícola y pastoral	56
6.2. Preparación de los rodales para una dinámica natural	56
6.3. Introducción de la dinámica natural de incendios de baja intensidad	58
6.4. Regulación del uso social	58
6.5. Seguimiento científico	59
<b>7. Evaluación de la madurez de un rodal</b>	<b>61</b>
7.1. Evaluación cualitativa: ¿cumple el rodal con criterios de madurez?	62
7.2. Valoración cuantitativa mediante inventario	63
7.2.1 Parcela de muestreo e identificación pericial mediante transecto	64
7.2.2 Indicadores de naturalidad	65
7.2.3 Huella humana	67
<b>8. Conclusiones y retos de futuro</b>	<b>69</b>
<b>9. Referencias</b>	<b>73</b>



# 1.

Introducción  
al concepto  
de singularidad  
en los bosques

---

# 1. Introducción al concepto de singularidad en los bosques

## 1.1. El concepto de singularidad

Del conjunto de bosques que conforman un territorio, un bosque o rodal singular es aquel que destaca sobre el resto en determinados aspectos estructurales. Un **bosque singular** se caracteriza por tres elementos básicos (Gracia *et al.*, 2009):

- 1) Edades avanzadas del arbolado.
- 2) Valores de conservación, sociales o productivos destacados, relativos, también, a rodales resultantes de una gestión anterior. Se reconoce, en este sentido, el papel que debe jugar la gestión del rodal.
- 3) Carácter relativo de la singularidad según la escala territorial (por ejemplo, a escala de macizo o de comarca). Rodales con las mismas características podrían ser singulares en un sitio y no serlo en otro.

Así pues, el elemento básico para la singularidad de un bosque es la abundancia de árboles de edad avanzada (podrían incluirse, además, otras especies leñosas), como mínimo de una edad significativamente superior a los árboles que normalmente son objeto de aprovechamiento. El resto de elementos son complementarios y permiten incrementar la singularidad de forma cualitativa o cuantitativa, por ejemplo, mediante el cálculo de un índice que permita medir el grado de singularidad. El concepto de singularidad ha servido de base para la elaboración del inventario de bosques singulares de Cataluña (<http://www.creaf.uab.es/BoscSingulars>), pionero a escala ibérica.

## 1.2. El concepto de madurez

El concepto de singularidad suele estar relacionado con el concepto de madurez, que a su vez se relaciona con la definición de bosque primario (**cuadro 1**). Este concepto no tiene una definición única, ni tan solo una denominación común en el plano internacional (**cuadro 2**). Siguiendo la definición de EUROPARC-España (2015), un **bosque maduro** ideal puede definirse como aquel cuya dinámica está libre de intervención humana (**cuadro 3**), compuesto por rodales en todas las fases de desarrollo (ciclo silvogenético, **cuadro 4**), particularmente con presencia de rodales en fase de senescencia.

Según esta definición, un auténtico bosque maduro debe tener un tamaño suficiente que permita mantener los procesos ecológicos necesarios para completar las fases de desarrollo de todo el ciclo **silvogenético** (Gilg, 2005), de modo que un determinado rodal viejo pueda ser reemplazado en el futuro por otro con la suficiente madurez para sustituirle en sus funciones. Esta definición surge del contraste entre las definiciones más habituales de madurez forestal (Spies y Franklin, 1988; Hunter, 1989; Wells *et al.*, 1998; Messier y Kneeshaw, 1999; Kimmins, 2003). Estas definiciones enfatizan bien las características estructurales (**cuadro 2**) y de composición o bien subrayan los procesos sucesionales (**cuadro 3**) que conducen a la etapa madura y que, en la actualidad, la mantienen.

Una tercera clasificación introduce los **procesos biogeoquímicos** (Wirth *et al.*, 2009): ciclos de nutrientes cerrados, reducida producción primaria neta, acumulación neta de biomasa cero, aspectos controvertidos y cuestionados (véase, por ejemplo, Luyssaert *et al.*, 2008). En cualquier caso, no existen unos parámetros únicos para caracterizar los bosques maduros, lo cual no es de extrañar, dada la enorme diversidad de ecosistemas arbolados (Mosseler, 2003; Spies, 2004; Wirth *et al.*, 2009; Burrascano *et al.*, 2013).



Figura 1. Pinares de pino laricio del Parque Natural de Els Ports. Foto: Jordi Bas.



### Cuadro 1. Bosque primario frente a bosque secundario

**Bosque primario.** Según un consenso general, es aquel que no ha sido alterado de forma significativa por intervención humana. Por ejemplo, ciertos bosques tropicales amazónicos y boreales canadienses. Potapov *et al.* (2016) proponen extensiones superiores a 500 km<sup>2</sup> compuestos por un mosaico de estructuras arboladas sin síntomas de fragmentación. Su dimensión les permite mantener poblaciones viables de las especies nativas.

**Bosque secundario.** Bosque que, en algún momento, ha sido modificado por la acción antrópica. Es objeto de debate si un bosque secundario puede llegar a tener las características del bosque primario si cesa la intervención humana.

Un bosque primario tiende a ser maduro, dependiendo del régimen e intensidad de las perturbaciones no antrópicas. Sin embargo, los bosques maduros pueden ser bosques secundarios en los que el cese de la intervención humana ha precedido una sucesión hacia las fases más avanzadas del ciclo silvogenético que les permite adquirir características de madurez propias de los bosques primarios (MCPFE, 2007).

### Cuadro 2. Distintas expresiones de bosques maduros

La expresión «old-growth forest» es la más utilizada, especialmente en Norteamérica (Wirth *et al.*, 2009), si bien en Gran Bretaña se utiliza también la expresión «ancient forest» o «ancient woodland». Se ha traducido al francés como «forêt ancienne» o «forêt à caractère naturel», entre otras denominaciones (Gilg, 2005). En español se ha utilizado tanto la denominación de «bosques maduros» como la de «bosques viejos» (EUROPARC-España, 2015).

### Cuadro 3. Descriptores estructurales de madurez

Un rodal maduro debería cumplir con una serie de criterios objetivos y medibles. Adaptando la caracterización de Fiedler *et al.* (2007), los criterios para una definición estructural pueden ser los siguientes:

1. **Edad avanzada y senescencia.** Existencia de árboles pertenecientes a estados sucesionales avanzados con una **edad cercana al límite impuesto por su longevidad** y una **edad media del rodal del orden de la mitad de dicha longevidad**. Esta alta edad se manifiesta generalmente, y en función de la especie y la calidad de estación ecológica, en la existencia de un elevado número de pies de grandes dimensiones.

2. **Dinámica natural de regeneración por pequeñas perturbaciones.** Estructura de masa con representación de distintas clases de edad, existencia de huecos en el dosel y regeneración de especies tolerantes a la sombra. La composición florística del sotobosque está dominada por especies nemorales asociadas a la existencia continua de cubierta en un rodal a lo largo del tiempo. La riqueza florística puede que sea inferior a la de bosques no maduros o alterados, en los que se dan condiciones ambientales que permiten la aparición de especies pioneras, pratenses, arvenses o ruderales.

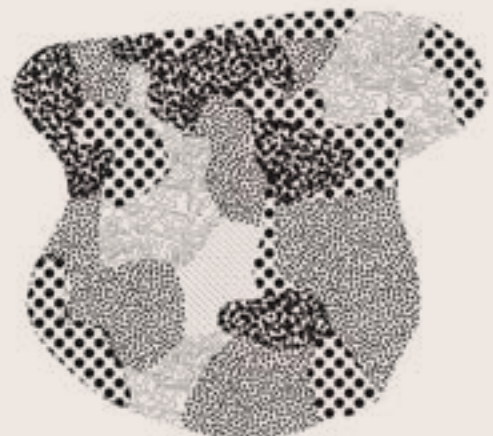
Oldeman (1990) describe tres niveles de organización de los bosques maduros: 1) **ecotopo** o espacio ocupado por un árbol a lo largo de su vida; 2) **unidad de regeneración** o **ecounidad**, es decir, espacio liberado por la muerte de uno o varios árboles simultáneamente, en lo que se denomina **dinámica de claros**; 3) **mosaico selvático** o **ecomosaico**, o sea, el conjunto de unidades de regeneración, a menudo de edades diferentes\* (**figura 2**).

3. **Madera muerta** en cantidad importante en pie y en el suelo, y en varios estados de descomposición.

4. **Diversificación vertical.** Aparición de varios estratos arbóreos diferenciados, que conduce a la existencia de pies de todas las alturas.

5. **Ausencia de intervenciones antrópicas** o bien cese de estas hace décadas. Los bosques maduros deben estar sujetos, únicamente, a perturbaciones naturales de baja intensidad.

A estas variables estructurales características puede añadirse una diversidad específica elevada de especies de briófitos, hongos, líquenes y animales especializados en sustratos asociados a la madurez, como árboles grandes y distintas tipologías y estadios de madera en descomposición.



**Figura 2.** Mosaico selvático. Está formado por distintas ecounidades o rodales correspondientes a diferentes fases del ciclo silvogenético. El lector puede asociar por sí mismo cada trama a una u otra fase. Ilustración: Anna Gallés

### 1.3. La dinámica sucesional

La dinámica sucesional del bosque está determinada por la prolongada longevidad de los árboles, especies ingenieras que componen el armazón arquitectónico del ecosistema. A lo largo del proceso vital de crecimiento de los árboles que componen un rodal, se suceden episodios de mortalidad y sustitución por nuevos vástagos, impuesta por relaciones de competencia y facilitación, los límites de longevidad de cada especie y las perturbaciones (incendios, ventiscas, nevadas, inundaciones, deslizamientos de tierra, avalanchas, infecciones, plagas). La muerte de un árbol o grupo de árboles abre un espacio o hueco en el dosel que puede ser recolonizado, en lo que se denomina una **dinámica de claros (gap)**. En la apertura de claros intervienen las perturbaciones de baja intensidad, inherentes a la dinámica del sistema, que actúan a pequeña escala espacial. Atendiendo a la dinámica de claros y en ausencia de intervenciones antrópicas, pueden distinguirse las siguientes fases secuenciales (adaptado de Holling, 2009; **figura 3**):

**Renovación, reorganización o regeneración.** Movilización e inmovilización progresiva de nutrientes que permiten la ocupación del espacio por plántulas de herbáceas y leñosas, a partir del banco de semillas, de la llegada de propágulos por dispersión o por rebrote de individuos supervivientes de la fase de senescencia. Puede asimilarse a una fase de **establecimiento** (Terradas, 2001).

**Explotación o exclusión.** Entre las especies pioneras, el arbolado va acumulando la mayor parte de la biomasa y tiende a cerrar el dosel arbóreo, a la vez que se abren claros por competencia, en función de la densidad y la mortalidad gradual de los árboles. Con el cierre del dosel se acentúa la competencia arbolada y la eliminación de individuos menos vitales y especies arbóreas menos competitivas, así como la exclusión de especies de sotobosque intolerantes a la sombra. Se puede identificar con una fase de **autoclareo** (Terradas, 2001).

**Conservación.** Fase de lenta consolidación de las especies arbóreas dominantes, prolongada por los límites de su longevidad y de máxima acumulación de energía y biomasa viva y en descomposición. También se denomina fase de **maduración** (Spies y Franklin, 1996; Franklin *et al.*, 2002) o **estabilización** (Terradas, 2001). Se produce un relevo gradual del dosel por decaimiento y muerte de pies dominantes y sustitución por especies tolerantes, en general, a la sombra, a menos que las perturbaciones de baja intensidad produzcan claros mayores.

En amplias extensiones de bosque se producen todos los estadios precedentes por apertura de claros (Peet y Christensen, 1987; Oliver y Larson, 1990), de tal forma que se diversifica la estructura horizontal y vertical del bosque. Corresponde a la fase con mayor diversidad de especialistas forestales (hongos saprófitos, líquenes, briófitos y fanerógamas nemorales, coleópteros saproxílicos, aves ocupantes de cavidades, murciélagos, etc.), que aprovechan la diversificación de microhábitats: cortezas de árboles viejos, formación de cavidades, madera muerta de distintas tipologías, crecimiento de lianas y arbustos adaptados a diferentes condiciones de sombra y de luz en los claros, etc.

**Liberación o destrucción creativa.** La gran acumulación de energía y biomasa, con una proporción muy elevada en forma de madera muerta en pie y tumbada, se fragiliza y se convierte en más vulnerable a las perturbaciones. Corresponde a una fase de **senescencia o decadencia**, que dará lugar al reinicio del ciclo, con un arbolado al límite de su longevidad, de grandes dimensiones y en buena calidad de estación, que generalmente va espaciándose y abriendo pequeños huecos que dan cabida a pies más jóvenes. Se ha descrito una situación relativamente estable en el tiempo para **estructuras irregulares** de hayedo-abetal (Gonin-Reina, 1999), sin fase de renovación, al producirse una regeneración y decaimiento de los árboles de forma difusa y progresiva, propia de masas mixtas y a menudo en calidad de estación baja. No sería el caso de los bosques de pino laricio.

\* En bosques maduros boreales sometidos a la dinámica natural de incendios, una ecounidad puede ser del orden de centenares de km<sup>2</sup>. En bosques templados europeos, se corresponde, más a menudo, con huecos abiertos por la caída de varios pies (dinámica de claros). Por ejemplo, en un bosque maduro de Fontainebleau, el 90% de los huecos tienen un diámetro de entre 15 y 30 m (Faille *et al.*, 1984). En el bosque maduro de Neuenburg, el 45% tienen un diámetro de entre 15 y 30 m y el resto, de entre 30 y 75 m (Koop y Siebel, 1993).



Figura 3. Estadios estructurales del ciclo silvogenético. Adaptado de EUROPARC-España (2017a). Ilustración: Anna Gallés.

Estas fases tienen un comportamiento cíclico, con lo cual algunos autores lo definen como **ciclo silvogenético** (Gilg, 2005; EUROPARC-España, 2017a). Un ciclo completo por claro o bosque tiene una duración del orden de centenares de años, que podría prolongarse hasta más allá de los 600 en el caso del pino laricio. En baja calidad de estación la duración del ciclo se alarga. Las perturbaciones naturales de cierta importancia de una recurrencia inferior a la longevidad de los árboles devuelven el bosque a estados menos avanzados de la sucesión (**cuadro 4**).

#### Cuadro 4. La dinámica sucesional en el caso de perturbaciones severas

Las perturbaciones de gran intensidad o catastróficas (grandes incendios, tormentas violentas, avalanchas extraordinarias) acortan las fases sucesionales y sobrepasan ampliamente la dinámica de claros. El resultado es una **dinámica de gran escala**, en la que cada ecounidad puede ocupar del orden de decenas a centenares de hectáreas. Los efectos pueden llegar a ser catastróficos y reducir la capacidad de resiliencia del sistema.

En las grandes extensiones de bosques boreales, donde los fuegos naturales son frecuentes y la biomasa y el combustible de escala se acumulan rápidamente, los ciclos silvogenéticos son más breves y se simplifica la estructura en mosaico, que dependerá de la **recurrencia e intensidad de los incendios** (Bergeron *et al.*, 1999; Egan, 2007; Fiedler *et al.*, 2007). En los sistemas forestales mediterráneos puede ocurrir una dinámica similar en masas relativamente jóvenes de pino carrasco (*Pinus halepensis*) y con elevada carga combustible.

En el caso de **pinos maduros de pino laricio**, el sistema puede persistir relativamente estable durante una prolongada fase de conservación. Los fuegos recurrentes de rayo queman algunas copas, pero circulan básicamente por el sotobosque y afectan solo parcialmente al tronco de los pinos de gran tamaño. La competencia de otras especies leñosas e incluso de pinos jóvenes es eliminada por estos incendios, lo que ofrece una buena oportunidad para la germinación de las semillas del pino al favorecer el contacto con el suelo mineral. La acción del fuego, junto con otras perturbaciones de baja intensidad, la competencia y la muerte por vejez originan una masa de baja densidad de árboles maduros, a veces agrupados, junto a supervivientes de otras generaciones, lo cual facilita los fuegos de superficie. Por ello se considera al pino laricio una especie adaptada a fuegos de baja intensidad y elevada recurrencia.

La cantidad de madera muerta de árboles total o parcialmente quemados puede ser elevada, o bien muy escasa por combustión total de la madera muerta preexistente. Los doseles abiertos resultantes conducirán, de nuevo, a una elevada biomasa en el sotobosque y a un bajo nivel de regeneración arbórea, a menos que se haya producido gran cantidad de semilla y se den condiciones favorables para la regeneración, hasta el próximo fuego. El límite de longevidad de árboles de una misma o cercana generación, junto con la aparición de perturbaciones más severas, marcará el reinicio de la fase de liberación.



Figura 4. Cavidades y hongos afiloforales en una estaca de pino de un rodal maduro del Parque Natural de Els Ports. Foto: Jordi Bas.

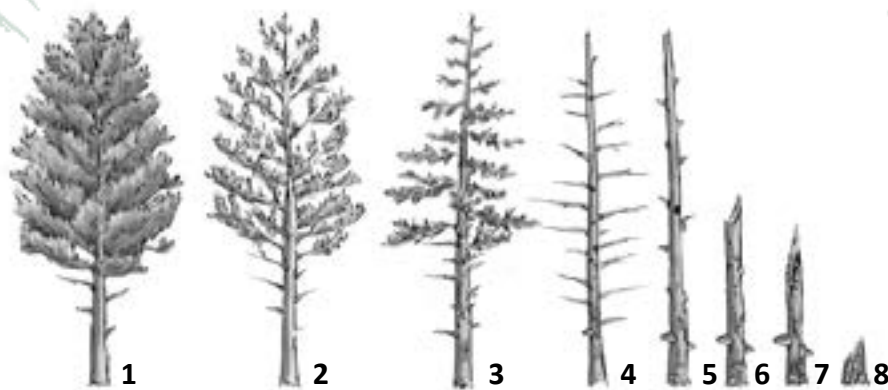
## 1.4. Vida más allá de la muerte: dinámica de la madera en descomposición

Un acopio importante de madera muerta de grandes dimensiones y calidades es la variable que mejor define, junto con la edad del arbolado, una dinámica sucesional avanzada, siempre que la dinámica de generación y descomposición de la madera muerta se mantenga más o menos estable a escala espacial y temporal. Las dimensiones son proporcionales al tamaño del arbolado vivo. La calidad viene definida por los estados de descomposición, si es en árbol vivo o muerto, la disposición de la madera muerta (en pie, en el suelo, enterrada, etc.) y su posición relativa en el rodal (en un claro, en el interior del bosque, en la maleza, en el linde, etc.). La madera muerta garantiza varias funciones en un bosque:

- 1) el proceso de descomposición libera carbono y los elementos para volver a ponerlo a disposición de las plantas;
- 2) los troncos tumbados afectan a la geomorfología al limitar la erosión del suelo durante fuertes precipitaciones;
- 3) es un microhábitat único para numerosas especies. Por ejemplo, los robles albergan unas 900 especies de coleópteros saproxílicos (Gilg, 2012);
- 4) ofrece cavidades por descomposición o por la acción de pídidos, que prefirieren la madera muerta para excavar sus nidos.

El volumen de madera muerta en un bosque depende de su productividad, el estadio del ciclo silvogenético, la velocidad de descomposición (correlacionada con su volumen, el contacto con el suelo, los gases internos, la temperatura, la humedad y los organismos descomponedores) y el tipo e intensidad de las perturbaciones (Harmon *et al.*, 1986; Gilg, 2005). En bosques maduros a menudo se correlaciona estrechamente con el volumen de madera viva y en bosques primarios centro y norteeuropeos puede representar entre el 20% y el 40% del volumen total (Harmon *et al.*, 1986; Siitonen, 2001; Bobiec *et al.*, 2005). Por regla general, la madera muerta acumulada disminuye durante la fase de explotación y es máxima durante la fase de decaimiento (**figura 3**).

La madera muerta puede producirse por factores bióticos (por ejemplo, hongos y coleópteros) que atacan a los árboles más vulnerables (por ejemplo, decaídos por estrés hídrico). Durante su descomposición, la madera muerta pasa por diferentes etapas, más o menos atractivas para las especies saproxílicas (**figura 5**). Ya desde sus primeros estadios puede ser aprovechada por pídidos para excavar sus nidos y acoger a ocupantes secundarios de cavidades (aves, murciélagos y otros mamíferos), así como hongos e invertebrados. Una vez caída, la madera muerta puede ser colonizada por briófitos, líquenes, hongos e invertebrados. Incluso algunos vertebrados (anfibios, reptiles, roedores y carnívoros) se refugian en las cavidades de la madera muerta tumbada. La madera muerta, en particular la de grandes dimensiones, retiene gran cantidad de agua, lo que proporciona un sustrato permanentemente húmedo, que mantiene una alta diversidad de epífitos: plantas vasculares, musgos, hepáticas, líquenes y hongos.



**Figura 5.** Proceso de descomposición de la madera en una conífera en pie. 1, árbol vivo; 2, en declive; 3, muerto reciente; 4, pérdida de corteza y ramas; 5, estaca; 6, estaca partida; 7, estaca descompuesta; 8, cepa vieja. Ilustración: Martí Franch.

La duración del proceso de descomposición de la madera muerta es muy variable. En ramas finas, por ejemplo, puede llevar pocos años, mientras que puede tardar siglos para ciertas especies y condiciones, particularmente en sitios fríos, secos y pobres en organismos saproxílicos (Peterken, 1996; Gilg, 2005). Cada taxón juega un papel específico en el ciclo de descomposición de la madera muerta. Los hongos transforman sucesivamente los azúcares, la celulosa y luego la lignina. Ciertos insectos comen la madera directamente (xilófagos), otros consumen hongos en la madera muerta, otros son depredadores de los primeros, etc. Las especies más tolerantes pueden sobrevivir en unos pocos tocones y ramas gruesas muertas. Las más exigentes o de movilidad limitada, solo sobrevivirán si hay cantidades sustanciales y bien distribuidas de

madera muerta (Bobiec *et al.*, 2005). Por ejemplo, la madera muerta de gran diámetro es esencial para la supervivencia de ciertas especies de coleópteros cuyas larvas se desarrollan durante varios años o que solo colonizan árboles muertos tras 4 o 5 años (Dajoz, 1974).

### 1.5. Los aprovechamientos madereros en la dinámica sucesional

Los aprovechamientos madereros en bosques secundarios inciden habitualmente en la fase de explotación. Aunque estos bosques no lleguen a la fase de conservación o maduración, pueden integrar elementos propios de esta fase si se mantienen algunos pies dominantes hasta su límite de longevidad natural y la madera muerta que va generándose de forma natural a lo largo de la sucesión.

En las **masas irregulares** la regulación de la competencia se efectúa mediante cortas de entresaca pie a pie (decenas de m<sup>2</sup>), correspondientes a un ecotopo, por grupos (centenares de m<sup>2</sup>) o por bosquetes (hasta 5.000 m<sup>2</sup>), equivalentes a ecounidades (Beltrán *et al.*, 2012). La gestión irregular emula una dinámica de claros sin llegar al límite de longevidad natural, con el objetivo primordial de mantener una cubierta más o menos continua y estable en una escala espacial definida por las unidades de regeneración. En las **masas regulares** el proceso es similar a una dinámica natural de gran escala, habitualmente del orden de cientos de miles de m<sup>2</sup> (o decenas de hectáreas) y que correspondería a una escala de paisaje o ecomosaico, pero en una versión breve del ciclo completo.

El abandono de tierras agrícolas y pastos activa una sucesión secundaria hacia la reconstitución de los terrenos por parte del bosque. Desde mediados del siglo xx, este fenómeno ha conducido a un aumento muy significativo de la superficie arbolada en la península ibérica. Por ejemplo, en la zona central de Catalunya el pino laricio ha colonizado zonas de pastos abiertos que mantenían ciertos árboles grandes, robles y pinos, para tener sombra, bellota y ramaje verde para encame de los animales, entre otros aprovechamientos secundarios. Las masas boscosas monoespecíficas relativamente jóvenes, regulares y de alta densidad, avanzan lentamente hacia estados más maduros. En grandes superficies y en ausencia de intervenciones silvícolas, las perturbaciones naturales van a heterogeneizar con el tiempo estas masas hacia la constitución de un ecomosaico, de grano más fino o grueso en función de su recurrencia e intensidad. Si en ellas se practican tratamientos silvícolas de mejora, como clareos o claras puede acelerarse la sucesión hacia estadios más maduros. Si las estructuras son muy homogéneas en amplias superficies, puede darse un colapso catastrófico, por su intensidad y extensión, debido a perturbaciones severas, como por ejemplo grandes incendios (**cuadro 4**). En este sentido, una gestión silvícola que permita la formación de ecomosaicos puede atenuar los efectos de las perturbaciones de carácter catastrófico, que afecten a grandes extensiones del territorio.



**Figura 6.** Aprovechamiento en fustal regular de pino laricio de la sierra del Boumort. Para integrar elementos de madurez y favorecer la biodiversidad, se cortan algunos tocones altos distribuidos por el rodal y se deja parte de madera muerta cortada de gran tamaño en el suelo, priorizando la de menor valor comercial. Foto: Jordi Camprodon.





## 2.

La madurez  
como elemento  
clave  
de los bosques

---

## 2. La madurez como elemento clave de los bosques

### 2.1. ¿Por qué considerar la madurez como singularidad?

Se calcula que los bosques primarios corresponden a menos del 20% de los bosques de la Tierra y que su superficie disminuyó un 7,2% entre 2000 y 2013 (Potapov *et al.*, 2016). Los bosques primarios europeos son realmente escasos: cubren alrededor del 5% de la superficie forestal y se concentran especialmente en la taiga rusa (Halkka y Lappalainen, 2001). En la cuenca mediterránea se estima un 2% de bosques prácticamente inalterados, emplazados en las zonas más remotas de los Balcanes y Anatolia (FAO, 2013).

Los bosques ibéricos han experimentado aprovechamientos desde antiguo. Por ejemplo, en Cataluña el pino laricio es la tercera especie en producción de madera. Hoy en día no existen bosques primarios en la península ibérica, por lo menos de especies arbóreas de amplia distribución, pero sí existen algunas escasas muestras de bosques y rodales con características avanzadas de madurez. Por ejemplo, en el caso del pino laricio en Cataluña, el Life+ PINASSA ha identificado unos 37 rodales singulares, con características más o menos acusadas de madurez. Son rodales de 12,4 hectáreas de superficie media y edades máximas que no superan los 200 años, aunque *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* pueda superar los 600 años de edad (Ruiz de la Torre, 2006), siendo la más longeva de las coníferas ibéricas.

### 2.2. Conservación de los rodales singulares en el Life+ PINASSA

El objetivo del proyecto Life+ PINASSA con respecto a los rodales singulares dominados por pino laricio es proteger, mejorar el estado de conservación y regular el uso social de una muestra lo más significativa posible de rodales caracterizados por su madurez en Cataluña. El pino laricio es una especie longeva que vive en condiciones climáticas con diversos factores estresantes (sequía estival, inviernos muy fríos y frecuencia de heladas tardías). Sin embargo, las formaciones actuales están muy por debajo de su longevidad natural y es difícil encontrar ejemplares de grandes dimensiones. Solo existen unas escasas muestras de rodales con cierto grado de madurez, repartidas por distintos espacios de la Red Natura 2000 (zonas especiales de conservación, ZEC) y de escasa superficie. De este modo, el Life+ PINASSA no plantea la madurez en términos de etapas sucesionales avanzadas como requisito necesario para reconocer un valor de singularidad a los bosques, sino que considera bosques singulares aquellos que contienen atributos de madurez que destacan en calidad y cantidad sobre el resto, en el contexto actual de extrema rareza de bosques maduros *sensu stricto*. A pesar de estar muchos de ellos incluidos en ZEC o incluso en espacios naturales de protección especial, estos rodales no cuentan con una cobertura de protección efectiva suficiente que contemple como objetivo prioritario su conservación a medio o largo plazo por su singularidad.

Los objetivos específicos de las actuaciones llevadas a cabo en el marco del Life+ PINASSA en rodales singulares de pino laricio son los siguientes:

- Proteger los rodales singulares de pino laricio con características de madurez claramente superiores a la media de los bosques de pino laricio catalanes y que carecen de una planificación suficiente que detalle su interés de conservación de su singularidad.
- Mejorar la estabilidad y la heterogeneidad estructural, así como la regeneración a medio plazo (al menos, 25 años), en los rodales excesivamente homogéneos y densos, con escasa madera muerta y falta de regeneración o falta de vitalidad del regenerado.
- Poner en valor los diferentes servicios extraordinarios que pueden ofrecer los rodales singulares a la sociedad: a) interés científico y ecológico, b) valor patrimonial, c) reserva genética y de biodiversidad, d) uso social.

En la selección de los rodales singulares por su madurez de pino laricio en Cataluña se han considerado distintos criterios: diversos componentes estructurales que caracterizan los bosques maduros, su localización geográfica (ámbito meridional o septentrional), el riesgo de perturbaciones antrópicas, el tiempo transcurrido desde la última intervención silvícola y la facilidad de acuerdo con la propiedad.

La puesta en valor de los rodales singulares se efectúa, en primer lugar, mediante su delimitación e inventario y el acuerdo de conservación con la propiedad. En segundo lugar, se expresa mediante el establecimiento de parcelas permanentes para el seguimiento científico. En tercer lugar, se concreta en una regulación del uso social en el rodal.



La conservación de rodales singulares es compatible con otros objetivos de planificación. Dentro de la concepción general de multifuncionalidad en la planificación forestal a escala de finca o monte, pueden destinarse rodales a dinámica natural. Se seleccionarían preferentemente entre los rodales que destaquen por su madurez, por su alto valor en la preservación de procesos ecológicos y/o para la conservación de taxones raros, endémicos o amenazados.

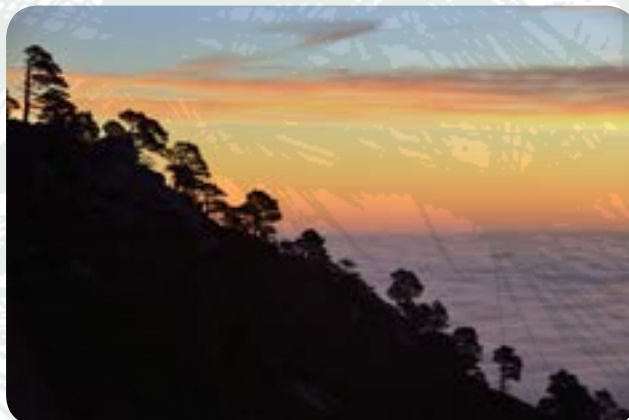


Figura 7. Pinar de pino laricio crepuscular en Els Ports. Foto: Jordi Bas.

#### Cuadro 5. ¿Qué aportan los bosques maduros a la sociedad?

Los cambios socioeconómicos, demográficos (especialmente el éxodo rural masivo) y de valores (percepción creciente de la naturaleza como un bien que se debe proteger) que han caracterizado buena parte del siglo xx han generado una demanda de contacto e interacción con la naturaleza en las sociedades modernas, eminentemente urbanas. De este modo, los espacios que representan una naturaleza (casi) inalterada por la acción humana son altamente valorados por buena parte de la sociedad, que reconoce su valor como patrimonio natural e incluso identitario (característico) y exige su preservación.

En este sentido, los bosques maduros tienen un elevado potencial de ser percibidos como elementos valiosos, evocadores de una naturaleza primigenia inalterada, tanto por su **valor estético** como por su condición intrínseca de nula o escasa intervención humana. Por ello, pueden convertirse en espacios clave a la hora de dar respuesta a la creciente demanda de espacios naturales atractivos y que mejoran la calidad de vida de las personas, por lo que desempeñan una importante función social. En este sentido, se están desarrollando iniciativas de itinerarios y actividades en bosques singulares, tomados como **bosques terapéuticos**, con el objetivo de mejorar la salud y la calidad de vida de las personas. No está de más apuntar aquí que, en caso de emplear este gran potencial para el desarrollo de actividades recreativas, educativas y terapéuticas, estas deben llevarse a cabo de forma respetuosa con el medio ambiente y consensuada entre los usuarios, propietarios y administraciones competentes.

Europa se caracteriza, en la actualidad, por una elevada densidad de población humana, una dominancia absoluta de paisajes altamente transformados y la ausencia de grandes espacios naturales inalterados (el *wilderness* en la cultura anglosajona). En este contexto, los bosques maduros remanentes adquieren un papel crítico como espacios singulares, cuya percepción y valorización por parte de la sociedad a menudo va más allá de su potencial productivo. No es de extrañar, pues, que los bosques maduros más accesibles sean muchas veces lugares **emblemáticos**, frecuentados por personas con vocación de un uso contemplativo de la naturaleza.

Los bosques maduros atesoran un **valor extraordinario para la biodiversidad**, teniendo en cuenta la ingente variedad de especies asociadas a los componentes de madurez del bosque (árboles gruesos, madera muerta, microhábitats, etc.). Asimismo, contribuyen a la **prevención de incendios** forestales, debido a su mayor resistencia a los incendios: el arbolado de grandes dimensiones aleja las copas del combustible del sotobosque, lo que dificulta la propagación de un gran incendio forestal.

La escasez de bosques maduros les otorga un indudable **interés científico**. Estos rodales devienen modelos de estudio de los procesos naturales en ecosistemas poco alterados. A pesar de que los sistemas naturales casi nunca son estancos y los procesos están altamente influenciados por el contexto a diferentes escalas, los bosques maduros que persisten hoy en día proporcionan una buena oportunidad para el estudio de las funciones y los procesos propios de la dinámica natural en estados avanzados de la sucesión.

El conocimiento generado a través del estudio de los bosques maduros es de gran valor para la gestión del medio natural en su conjunto, y especialmente en la **integración de la biodiversidad** en bosques sujetos a diferentes grados de explotación, e incide en la compatibilización de la conservación de los valores naturales con otros usos forestales.

En este sentido, los bosques maduros pueden servir para establecer **valores de referencia** a la hora de **evaluar** la funcionalidad y el estado de conservación de bosques gestionados con otros fines o que se encuentran en estadios sucesionales menos avanzados. Además, los bosques maduros aportan referencias para la **integración de medidas de conservación** de la biodiversidad en una silvicultura multifuncional, así como a una **silvicultura cercana a la naturaleza**, que imite los procesos propios de la dinámica natural.





# 3.

Los rodales  
singulares  
de pino laricio  
de Cataluña

---

### 3. Los rodales singulares de pino laricio de Cataluña

#### 3.1. Características de los rodales singulares identificados en Cataluña

El proyecto Life+ PINASSA ha permitido poner en común la información dispersa que existía sobre la distribución y el estado de los rodales singulares y/o maduros de *Pinus nigra* en Cataluña. A partir de esta información, procedente de distintas fuentes (inventarios previos, entrevistas con los agentes locales, bosques catalogados, etc.), así como de un análisis previo de la cartografía disponible, se identificaron 38 rodales de pino laricio que pueden considerarse singulares sobre la base de criterios de madurez, relevancia social y/o singularidad biogeográfica. El conjunto de estos rodales suma un total de 459 ha, aunque el tamaño de los rodales es muy variable. El rango de superficie de los rodales va de 0,4 ha a un máximo de 47,3 ha. Se trata, por lo tanto, de rodales de discreta entidad en cuanto a superficie, más abundantes y extendidos en el ámbito meridional (247 ha repartidas en 16 rodales).

Del total de rodales identificados en Cataluña, 392 ha correspondientes a 30 rodales (84% de la superficie total de rodales singulares identificados) se encuentran bajo alguna figura de protección, ya sea dentro de la Red Natura 2000 (**figura 8**) o en espacios con un grado de protección más restrictivo, como son los parques naturales. Por otro lado, hasta 31 de los rodales singulares de pino laricio de Cataluña se incluyen en el inventario de bosques singulares de Cataluña (<http://www.creaf.uab.es/BoscosSingulares>). Los rodales identificados se encuentran a altitudes entre los 466 y los 1.177 m, con un caso excepcional en la comarca del Gironès a tan solo 197 m de altitud.



**Figura 8.** Emplazamiento de los rodales singulares del Life+ PINASSA. En verde oscuro se representan las ZEC con rodales singulares de pino laricio en Cataluña.

En todos los rodales singulares de pino laricio de Cataluña se aprecian indicios de intervención humana en mayor o menor grado, hasta el punto de que ninguno de estos rodales puede considerarse un bosque viejo. Tanto es así que las edades de los árboles con troncos más gruesos estarían comprendidas entre los 100 y los 250 años (con un máximo identificado de 325 años), todavía lejos de la longevidad natural de la especie. En cuanto a madurez, 26 de los rodales singulares se han considerado maduros, teniendo en cuenta la estructura de la masa y la distribución de clases diametrales. Los restantes se consideran singulares a partir de criterios de particularidad biogeográfica (por ejemplo, dos rodales de la provincia de Girona), o por su relevancia a escala social y de popularidad.

Los últimos aprovechamientos silvícolas en los rodales considerados maduros se llevaron a cabo en el siglo pasado: en los años sesenta, en los rodales públicos, y en la década de los ochenta, en los rodales septentrionales privados. Actualmente, estos rodales están sujetos, básicamente, a perturbaciones autogénicas. En los rodales incluidos en el proyecto Life+ PINASSA, este proceso probablemente se acelere en los próximos decenios, ya que se trata de rodales que pasan a someterse a dinámica natural.

Los rodales singulares de pino laricio de Cataluña se caracterizan por la **abundancia de árboles gruesos**, con unos tamaños superiores a la media de los bosques de su entorno (**tabla 1**). Por lo general, las edades de los árboles con troncos más gruesos estarían comprendidas entre los 100 y los 200 años. Los árboles senescentes son escasos, si bien la cantidad de madera muerta es considerable y en volumen superior a la media del conjunto de bosques de pino laricio.

En estos rodales empiezan a evidenciarse huecos en el dosel y grupos de regenerado. Sin embargo, en muchos casos, la entrada de estos elementos no es todavía generalizada. Por ejemplo, solamente en un 39% de los rodales de los que se dispone de información al respecto (n=23) existe regenerado de la especie principal. En general domina un solo estrato en el dosel arbóreo, a veces acompañado por un estrato subordinado de poca importancia o bien pies aislados de distintas generaciones. El sotobosque es diverso en arbustivas y lianas de distintas alturas, entre las que destacan, a menudo, las hiedras trepadoras, profundamente desarrolladas, en especial en los rodales más umbríos. En general, los rodales de las comarcas centrales tienen un sotobosque más diverso en cuanto a especies, mientras que los meridionales son los más pobres, probablemente por el régimen de fuegos recurrentes y el pastoreo. En el sotobosque, con frecuencia, aparecen especies arbustivas y herbáceas pratenses, de claros de bosque y roquedos. Entre ellas, algunas fanerógamas amenazadas en Cataluña.

Para valorar en la justa medida las características estructurales de estos rodales, debe tenerse en cuenta que, en buena parte de los rodales meridionales, el fuego tiene un papel relevante. El pino laricio es una especie adaptada a un régimen de incendios de baja intensidad y alta recurrencia. En fustales adultos, los fuegos de superficie no afectan a las copas y solo chamuscan la corteza del tronco de los pinos adultos, sin pasar a las copas. Esta dinámica reduce al mínimo la competencia del pino carrasco, de las quercíneas, de los arbustos y de las tupidas matas de herbáceas gramínoideas. Estas son las condiciones óptimas que aprovecha el pino laricio para su regeneración. En consecuencia, en los rodales maduros de pino laricio adaptados al fuego pueden coexistir características de madurez, sin una estratificación vertical muy desarrollada, en función de la recurrencia de los incendios.

En los fustales maduros de pino laricio que no han experimentado ningún incendio de baja intensidad, como es el caso de los rodales septentrionales, en ausencia de intervenciones antrópicas, la regeneración se llevaría a cabo por apertura de huecos en el dosel. En ellos es frecuente la competencia con encinas y robles, lo que posiblemente conduciría a masas mixtas, probablemente con un dosel subordinado de quercíneas en progresión hacia el estrato dominante. La aparición de un incendio de baja intensidad, bajo copas del dosel dominante, podría poner en ventaja competitiva a los pinos laricios de fustes más altos y alejados del combustible de escala.

A partir de los datos descriptivos de las masas que conforman los rodales singulares, puede concluirse que el estado de madurez de los bosques de pino laricio en Cataluña no ha alcanzado un desarrollo en edad, tiempo transcurrido desde las últimas intervenciones y superficie ocupada que cumpla con la mayoría de requisitos que presupone la definición de madurez (Fiedler *et al.*, 2007). Sin embargo, es evidente que estos rodales atesoran atributos de madurez que los destaca sobradamente en comparación con el resto de la superficie ocupada por el hábitat en el conjunto del país. Por consiguiente, su valor patrimonial excepcional a escala regional está plenamente justificado. Sopesando los pros y contras de las definiciones ortodoxas de madurez, en este proyecto se ha aplicado el criterio de percepción relativa (Gracia *et al.*, 2009), en relación con un territorio (escala de macizo o comarca) para el que el término «rodal singular» parece el más apropiado.

**Tabla 1.** Características principales de los rodales singulares por su madurez en Cataluña. Fuente: Inventario de bosques singulares de Cataluña y datos propios. CD: clase diamétrica.

	Rodalet (n)	Superficie total (ha)	Superficie (ha; media $\pm$ S. E.)	Área basimétrica (m <sup>2</sup> /ha; media $\pm$ S. E.)	Altura dominante (m; media $\pm$ S. E.)	Densidad media de pies vivos (pies/ha)		
						10 > CD $\leq$ 30	35 > CD $\geq$ 45	50 > CD
Sector septentrional	7	61,4	87,7 ( $\pm$ 2,4)	44,8 ( $\pm$ 7,3)	23,6 ( $\pm$ 1,7)	328,2	81,6	92,8
Sector meridional	12	155,2	11,9 ( $\pm$ 1,6)	40,6 ( $\pm$ 4,1)	21,8 ( $\pm$ 1)	116,1	113,9	84,1
Comarcas centrales	6	52,4	8,73 ( $\pm$ 4,5)	37,2 ( $\pm$ 5,4)	22,7 ( $\pm$ 2,7)	331,9	100,9	48,3

	Edad máxima (años; media $\pm$ S.E.)	Volumen de madera muerta (media $\pm$ S.E.)	Sotobosque (fracción cabida cubierta de matorral) (%)
Sector septentrional	161,1 ( $\pm$ 24,7)	15,6 ( $\pm$ 7)	39 ( $\pm$ 17,9)
Sector meridional	193,4 ( $\pm$ 15,6)	20,20 ( $\pm$ 6)	37,6 ( $\pm$ 11,8)
Comarcas centrales	127,5 ( $\pm$ 20,1)	4,7 ( $\pm$ 2,6)	86,7 ( $\pm$ 20,8)

### Cuadro 6. Breve descripción del hábitat

Los pinares de pino laricio ibéricos son formaciones de carácter submediterráneo, dominados por *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*, subespecie adaptada a las zonas de mayor continentalidad climática dentro de la región mediterránea, y por lo tanto a unas condiciones marcadas por inviernos rigurosos con heladas frecuentes y gran amplitud térmica. Es un hábitat de interés de conservación prioritario en la Unión Europea: 9530\* Pinares (sud-) mediterráneos de *Pinus nigra* endémicos (anexo I de la Directiva Hábitats).

En general, es propio del piso supramediterráneo (oromediterráneo en algunas sierras del sur de la península ibérica), y requiere de una pluviometría elevada (700-1.600 mm anuales), con tormentas estivales frecuentes que le permitan una ventaja competitiva sobre determinadas quercíneas mediterráneas y otras formaciones más adaptadas a sequías prolongadas (Regato y Del Río, 2009). Ocupa diferentes franjas altitudinales en función de la latitud y la influencia mediterránea. En cuanto al sustrato, se trata de un hábitat propio de sustratos mesozoicos de carácter calcáreo (dolomías y calizas), si bien en áreas septentrionales puede ocupar suelos margosos. Una excepción notable, y que de hecho supone un subtipo del hábitat, son los bosques relictos del Sistema Central sobre sustratos metamórficos. Generalmente es un hábitat que se desarrolla bien en suelos poco profundos, así como en roquedos, puesto que la especie *Pinus nigra* germina y se desarrolla adecuadamente en grietas y fisuras. En estos contextos, tiene además una función destacada en los procesos edafogénicos, puesto que el pino laricio desarrolla un sistema radicular potente que permite disgregar la roca y genera, por lo tanto, sustrato apto para el asentamiento de otras especies. La flora acompañante de los pinares de pino laricio que encontramos en la península ibérica varía en gran medida de un sitio a otro, si bien existen algunas especies de flora características, como *Viburnum lantana*, *Lonicera xylosteum* o *Thalictrum tuberosum*.

#### ***Pinus nigra* subsp. *salzmannii***

Hojas de 10-16  $\times$  0,1-0,5 cm, algo rígidas pero flexibles y poco punzantes, de color verde intenso, y piñas de 4-8  $\times$  2,5-3 cm (Ruiz de la Torre, 2006).

El nombre específico alude al color oscuro de algunas variedades de esta pinácea. La subespecie está dedicada al botánico alemán Philipp Salzmann (1781-1851), que efectuó recolecciones de plantas en la península ibérica y el norte de África.

Esp.: pino laricio, pino negral, pino gargallo

Cat.: pinassa, pi negral

Eusk.: larizio pinua

Variedades o ecotipos ibéricos:

***pyrenaica***: Pirineos y noreste ibérico

***hispanica***: Centro y sur ibéricos

***latisquamata***: Albacete, Cuenca y Teruel; probablemente debe incluirse dentro de la variedad ***hispanica***

Existen también repoblaciones con la subespecie típica ***nigra***, originaria del centro y sur de Europa. Hojas de 8-16  $\times$  0,15-0,2 cm, más rígidas, de color verde oscuro, piñas mayores de 5-8 cm y porte más laxo (Ruiz de la Torre, 2006).

### 3.2. Características de los rodales singulares del Life+ PINASSA

Del conjunto de rodales singulares de pino laricio identificados en Cataluña, el Life+ PINASSA estableció acuerdos de puesta en valor con la propiedad en 12 rodales (174 ha) pertenecientes a 8 fincas, dos de propiedad privada y seis de propiedad pública (**cuadro 7**).

#### Cuadro 7. Acuerdos con la propiedad

La protección de una red de rodales singulares y/o maduros se estableció mediante distintos tipos de acuerdos entre el Life+ PINASSA y la propiedad de los bosques. En los rodales de titularidad privada y municipal se firmaron acuerdos de custodia del territorio a 25 años entre la Fundació Catalunya-La Pedrera y la propiedad.

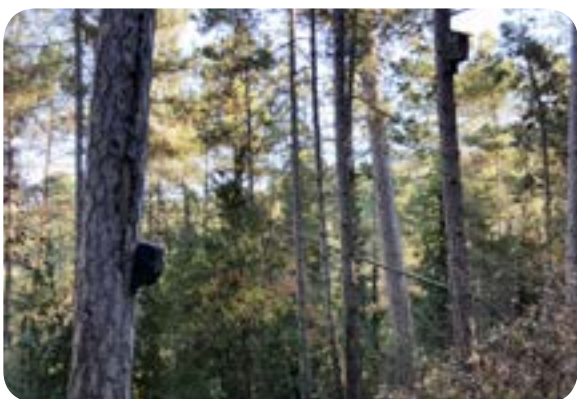
La custodia del territorio es una estrategia para implicar a instituciones, propiedad y personas usuarias de tierras en la gestión y la conservación de la naturaleza y del paisaje. En el marco de un proyecto de conservación, a través de acuerdos voluntarios entre las personas propietarias y entidades sin ánimo de lucro, instituciones públicas o privadas, se pretende gestionar directamente o apoyar la gestión de terrenos forestales donde estén presentes los hábitats de interés comunitario, a fin de mantener o restaurar sus valores.

En los rodales singulares del Life+ PINASSA este acuerdo implica el compromiso de la propiedad de no llevar a cabo aprovechamientos madereros u otro uso durante el periodo acordado que sea incompatible con la preservación de los valores de singularidad del rodal. Sí pueden efectuarse trabajos silvícolas de mejora del hábitat y de prevención de incendios, restauración ecológica y de señalización o restricción del uso social con el objetivo de mejorar la madurez, la biodiversidad y la capacidad de resiliencia del rodal, así como para regular los usos sociales. En caso de incendio forestal durante la vigencia del convenio, ambas partes pactarán los trabajos necesarios para la restauración forestal. Cuando la finca donde se emplaza el rodal dispusiese de un instrumento de ordenación forestal, la propiedad debe solicitar la inclusión de la declaración del rodal singular como «reserva forestal» al Centre de la Propietat Forestal en el caso de los rodales privados y al Departamento de Agricultura de la Generalitat de Catalunya en los de titularidad pública. Transcurrida la vigencia del convenio, las partes firmantes pueden renovarlo de mutuo acuerdo.

En el caso de propiedades privadas el acuerdo incluía un pago por los servicios ambientales destacados que ofrecen estos rodales singulares destinados a conservación estricta. Los rodales de titularidad municipal no implicaban compensación económica por su carácter público. En los rodales patrimoniales de la Generalitat de Catalunya es la propia Administración la que garantiza la preservación de los rodales identificados como singulares.



**Figura 9.** El Solà (Castellar de la Ribera, Solsonès). Son dos rodales que cubren una superficie de 14,4 ha de titularidad privada del ámbito prepirenaico y central y están incluido en la ZEC «Ribera Salada». La cobertura de copas es del 83%, con una densidad de 1.565 pies/ha, un área basimétrica de 45,1 m<sup>2</sup>/ha y un diámetro dominante 32 cm. La altura dominante de 16,3 m y el sotobosque es claro (16%) y de composición heterogénea, dominado ligeramente por un recubrimiento herbáceo (28%), seguido por briófitos (18%) y arbustos (17%) como *Viburnum lantana*, *Quercus faginea* o la propia regeneración de *Pinus nigra*, con una altura media de 62 cm. Foto: Jordi Camprodon.



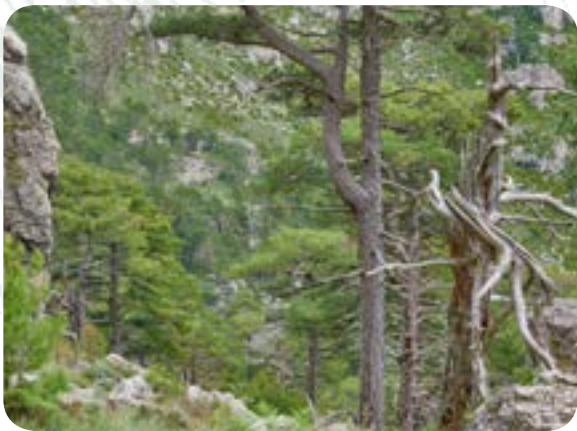
**Figura 10.** Viladrich (Castellar de la Ribera, Solsonès). Ocupa una superficie de 3,6 ha del ámbito prepirenaico y central y está incluido en la ZEC «Obagues de la riera de Madrona». La cobertura de copas es del 85%, con una densidad de 1.592 pies/ha, un área basimétrica de 36 pies/ha y un diámetro dominante de 36,1 cm. La altura dominante de 15,9 m y el sotobosque es denso, dominado por un estrato arbustivo (61%) de 78 cm de altura media y compuesto principalmente por *Quercus faginea* y *Buxus sempervirens*. El recubrimiento de briófitos es también destacable (31%). Foto: David Guixé.



**Figura 11.** Pentina (Baix Pallars, Pallars Sobirà). Ocupa una superfície de 47,3 ha de titularidad pública del ámbito prepirenaico y central y está incluido en la ZEC «Serra de Boumort-Collegats». La cobertura de copas es del 50%, con una densidad de 180 pies/ha, un área basimétrica de 30,4 m<sup>2</sup>/ha y un diámetro dominante de 73,3 cm. La altura dominante es de 21,9 m y el sotobosque es generalmente claro (25%) de 100 cm de altura media, con presencia destacable de *Amelanchier ovalis* y *Buxus sempervirens*. Foto: Jordi Camprodon.



**Figura 12.** Pinar de Cosp (Rasquera, Ribera d'Ebre). Ocupa una superfície de 6,9 ha de titularidad municipal del ámbito meridional y está incluido en la ZEC «Serres de Cardó-El Boix». La cobertura de copas es del 76%, con una densidad de 191 pies/ha, un área basimétrica de 25,3 m<sup>2</sup>/ha y un diámetro dominante de 53,1 cm. La altura dominante es de 12,7 m y el sotobosque está dominado por un estrato arbustivo (30%) de 150 cm de altura media, compuesto principalmente por *Smilax aspera*, *Acer campestre* y *Quercus ilex*. Foto: Jordi Bas.



**Figura 13.** Barranc de la Galera – Bassís de Caro (Roquetes, Baix Ebre). Ocupa una superfície de 16,1 ha de titularidad pública (Generalitat de Catalunya) del ámbito meridional y está incluido en la ZEC «Sistema Prelitoral Meridional» y en el Parque Natural de Els Ports. Se trata de un bosque claro con árboles de porte considerable. La cobertura de copas es del 76%, con una densidad de 298 pies/ha, un área basimétrica de 38,5 m<sup>2</sup>/ha, un diámetro dominante de 64,5 cm y una altura dominante de 19,5 m. El sotobosque arbustivo es claro (35%), con 65 cm de altura media, en el que predomina *Buxus sempervirens* y *Quercus coccifera*. El estrato herbáceo es bastante denso (70%). Foto: Jordi Bas.



**Figura 14.** Barranc de la Galera – Mola Castellona (Roquetes, Baix Ebre). Ocupa una superfície de 21,4 ha de titularidad pública (Generalitat de Catalunya) del ámbito meridional y está incluido en la ZEC «Sistema Prelitoral Meridional» y en el Parque Natural de Els Ports. Se trata de un bosque poco denso, con una cobertura de copas del 83%, una densidad de 403 pies/ha, un área basimétrica de 59,3 m<sup>2</sup>/ha, un diámetro dominante de 59 cm y una altura dominante de 14,4 m. El sotobosque arbustivo es claro (40%), con 70 cm de altura media, en el que predomina *Buxus sempervirens*. El estrato herbáceo es bastante denso (65%). Foto: Jordi Bas.





**Figura 15.** El Port – Montsagre (Horta de Sant Joan, Terra Alta). Ocupa una superfície de 9,8 ha de titularidad pública (Generalitat de Catalunya) del ámbito meridional y está incluido en la ZEC «Sistema Prelitoral Meridional» y en el Parque Natural de Els Ports. Se trata de un bosque con cobertura de copas del 86%, una densidad de 668 pies/ha, un área basimétrica de 53 m<sup>2</sup>/ha, un diámetro dominante de 48,4 cm y una altura dominante de 14,6 m. El sotobosque arbustivo es muy claro (17%), con 100 cm de altura media, en el que predomina *Juniperus oxycedrus*, acompañado de un estrato herbáceo de 53%. Foto: David Guixé.



**Figura 16.** El Port – Pinarisses (Horta de Sant Joan, Terra Alta). Ocupa una superfície de 19,5 ha de titularidad pública (Generalitat de Catalunya) del ámbito meridional y está incluido en la ZEC «Sistema Prelitoral Meridional» y en el Parque Natural de Els Ports. Tiene una cobertura de copas del 80%, una densidad de 572 pies/ha, un área basimétrica de 43,3 m<sup>2</sup>/ha, un diámetro dominante 55,2 cm y una altura dominante de 18,5 m. La cobertura de rocas es importante (42%), así como el estrato arbustivo (43%), con una altura media de 87cm, con regeneración de *Pinus nigra*, *Quercus ilex* y *Juniperus oxycedrus* como especies dominantes. Foto: Jordi Bas.



**Figura 17.** Rafalgarí – Obaga de l'Amat (La Sénia, Montsià). Ocupa una superfície de 11 ha de titularidad pública (Generalitat de Catalunya) del ámbito meridional y está incluido en la ZEC «Sistema Prelitoral Meridional» y en el Parque Natural de Els Ports. Tiene una cobertura de copas del 85%, una densidad de 692 pies/ha, un área basimétrica de 67 m<sup>2</sup>/ha, un diámetro dominante de 51 cm y una altura dominante de 25 m. En el sotobosque predomina el estrato herbáceo (55%), aunque también destaca un estrato arbustivo (30%) de un metro de altura media, dominado por *Juniperus oxycedrus* y *Buxus sempervirens*. Foto: Joan Mestre.



**Figura 18.** Barranc de la Galera – Clot de l'Hospital (Roquetes, Baix Ebre). Ocupa una superfície de 6,9 ha de titularidad pública (Generalitat de Catalunya) del ámbito meridional y está incluido en la ZEC «Sistema Prelitoral Meridional» y en el Parque Natural de Els Ports. La cobertura de copas media es del 66%, una densidad de 290 pies/ha, un área basimétrica de 40,1 m<sup>2</sup>/ha, un diámetro dominante de 73,4 cm y una altura dominante de 17,8 m. El estrato arbustivo cubre un 40%, con 150 cm de altura, dominado por *Buxus sempervirens* y el herbáceo cubre un 60%. Foto: Jordi Bas.



**Figura 19.** Barranc de la Galera – Replanellars (Roquetes, Baix Ebre). Ocupa una superfície de 16,8 ha de titularidad pública (Generalitat de Catalunya) del ámbito meridional y está incluido en la ZEC «Sistema Prelitoral Meridional» y en el Parque Natural de Els Ports. La cobertura de copas media es del 75%, una densidad de 304 pies/ha, un área basimétrica de 49 m<sup>2</sup>/ha y una altura dominante de 20,5 m. El estrato arbustivo cubre un 25%, con un metro de altura, dominado por *Juniperus oxycedrus* y el herbáceo cubre un 50%. Foto: Jordi Bas.

Los bosques singulares son pinares submediterráneos de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* var. *pyrenaica*, de calidad de estación media y baja y de capitalización elevada, con cierta heterogeneidad en el dosel arbóreo. Son masas regularizadas o en avanzado proceso de regularización y monoestratificación, en las que, en algunos casos, se observa competencia en el dosel dominante. En otros casos, sin embargo, el dosel dominante se mantiene abierto, lo que permite otros estratos arbóreos. Se observa una presencia destacable de árboles de dimensiones mayores que la media de rodales de pino laricio catalanes. La regeneración acostumbra a ser escasa y a golpes. Es frecuente la presencia de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y frondosas de porte arbustivo y subarbóreo: robles (*Quercus faginea* y sus formas híbridas) y encinas (*Quercus ilex*) y, a veces, arces (*Acer opalus* subsp. *granatensis*) en las localidades meridionales; en ocasiones aparece algún pie de frondosa de grandes dimensiones, disperso en el rodal.

En las estructuras de masa de los rodales meridionales se observa una dominancia del arbolado de grandes dimensiones, en la mayoría de los casos con falta o escasez de clases de edad intermedias y regenerado. Esta estructura simplificada no debe comprometer la estabilidad del pino laricio a largo plazo, al tratarse de una especie muy longeva. Se espera que la dinámica de evolución libre inicie la formación de pequeños claros que faciliten la regeneración.

En los rodales septentrionales las dimensiones del arbolado son relativamente mayores a la media de la región, pero más discretos en comparación con los rodales meridionales. En el rodal emplazado en la ZEC «Ribera Salada» se detecta cierto estancamiento del crecimiento del arbolado adulto, seguramente debido a las cortas diamétricas efectuadas a mediados del siglo XX, y que dejaron los pies de peor porte y calidad fenotípica. No obstante, existe un colectivo de árboles dominantes de buenas dimensiones que pueden potenciarse para avanzar en la madurez del bosque y mantener su singularidad.

En varios rodales se observan restos carbonizados en la base de los troncos, lo cual permite deducir que han resistido incendios de baja intensidad y alta recurrencia. Las edades de los rodales singulares no son muy avanzadas, situándose entre los 100 y los 130 años en los pies más viejos. Algunos pies pueden llegar a los 150 años, pero son muy escasos en el conjunto del rodal. La media es de 113 años, significativamente superior a la edad de los rodales adultos de estructura regular circundantes (72 años de media), donde se han desarrollado otras acciones de Life+ PINASSA.

La densidad media del arbolado en el conjunto de rodales singulares del Life+ PINASSA es de 690 pies/ha, con una cobertura del 78%, un volumen de 326 m<sup>3</sup>/ha de madera con corteza, un área basal de 42 m<sup>2</sup>/ha, un diámetro medio de 28 cm y un diámetro medio de los cien árboles más grandes de 49 cm, una altura media de 13 m y una altura dominante de 18 m.

**Las figuras 20, 21 y 22** muestran si existen diferencias significativas entre los rodales singulares y la media de los otros rodales de actuación del proyecto, con estructuras regulares e irregulares.

La cobertura de arbustos, herbáceas, musgos y restos vegetales en los rodales singulares es considerablemente alta (**figura 23**), pero no significativamente más alta que en los rodales más jóvenes muestreados. No pueden tomarse, pues, como variables que destaquen la singularidad de estos rodales, a pesar de ser importantes desde el punto de vista de que les añaden complejidad estructural. Los rodales singulares sí muestran una mayor y muy significativa cobertura de afloramientos de roca. Esto puede estar relacionado con la peor calidad de estación de los rodales sin intervenciones silvícolas en los últimos decenios.

La presencia de tocones cortados se toma como una medida de intervención silvícola. La densidad media es de 6,9 tocones/ha, por debajo de los rodales regulares e irregulares en gestión productiva, pero se trata de una densidad estadísticamente no significativa. Esto indica que en los rodales singulares se han efectuado algunas cortas, sobre todo en los septentrionales, durante los últimos 50 años.

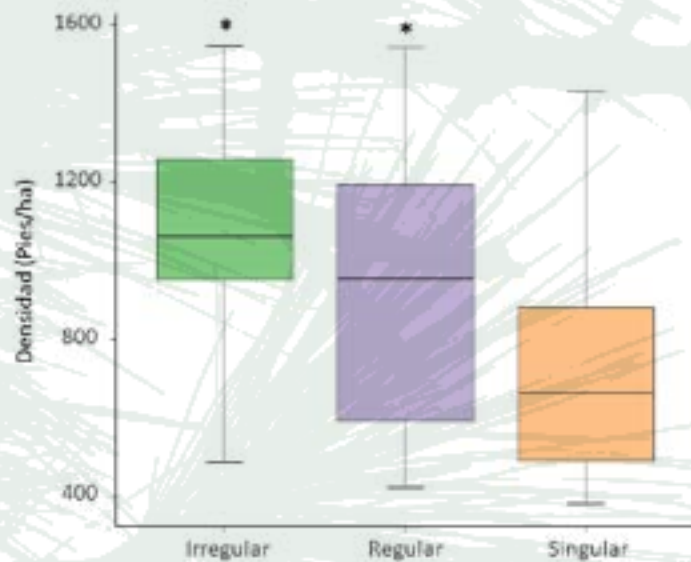
La madera muerta es una variable asociada a la dinámica natural y se incrementa con la madurez del bosque. Al mismo tiempo, está correlacionada con una mayor disponibilidad de microhábitats para los saproxílicos (Lassauce *et al.*, 2011), organismos clave por su papel en el ciclo de nutrientes y otras funciones en el ecosistema forestal (Stockland *et al.*, 2012). Por esta razón, en el Life+ PINASSA se estimaron algunas variables relacionadas con la cantidad y la calidad de la madera muerta, como indicadores de madurez. Todos los rodales singulares presentaban existencias de madera muerta en suelo y en pie previamente a las actuaciones del Life+ PINASSA. En cuanto al número de unidades de madera muerta por unidad de superficie, los rodales singulares no destacan sobre aquellos en producción de estructura regular o irregular (**figura 24**). No obstante, el volumen medio de madera muerta es algo mayor en los rodales singulares y el tamaño medio de los árboles muertos es significativamente mayor que en el resto de estructuras muestreadas (**figura 25**). Más allá del volumen o la abundancia de madera muerta, el tamaño medio de las unidades de madera muerta, como elemento estructural del ecosistema, aporta una información cualitativa fundamental acerca de la capacidad del rodal de albergar una mayor biodiversidad (Heilmann-Bütler *et al.*, 2004; Clausen y Christensen, 2004).

Un tercer factor estructural relacionado con la madera muerta de un rodal y que tiene un efecto claro sobre la diversidad y la abundancia de especies que este puede albergar es la abundancia de troncos muertos en pie. La funcionalidad de un tronco en el ecosistema varía notablemente en función de si se trata de un tronco muerto en pie o tumbado en el suelo. Generalmente, se espera que la fracción de madera muerta correspondiente a troncos en pie sea mayor en bosques maduros, sujetos a dinámica natural o poco intervenidos. Este supuesto parece cumplirse en los rodales singulares monitorizados en el marco del Life+ PINASSA, que ha encontrado una mayor cantidad de árboles muertos en pie (**figura 24**). La madera muerta en pie supone un recurso valioso para la biodiversidad asociada a los bosques. La madera muerta en pie es, por ejemplo, sustrato de nidificación y refugio para ocupantes primarios y secundarios de cavidades como pícidos o murciélagos forestales.

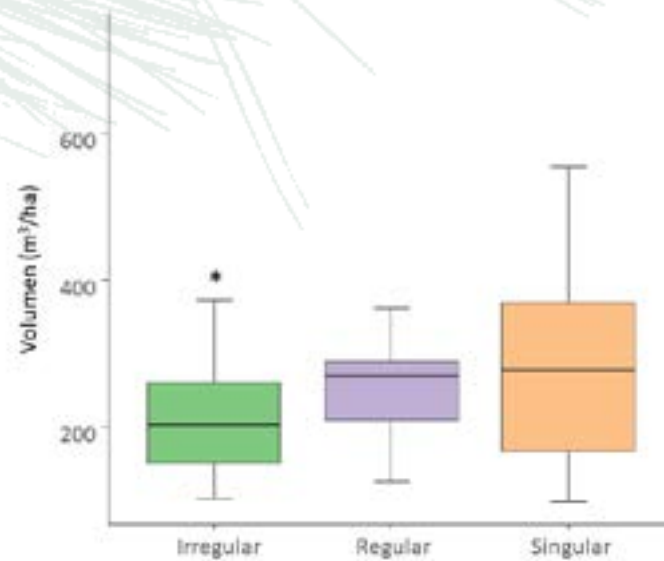
En los rodales singulares probablemente el decaimiento de parte de los árboles se dé por senescencia, mientras que en los rodales en producción se deba, en gran parte, a competencia y accidentes (viento y nieve). Esto explicaría las diferencias de tamaño de la madera muerta entre categorías de estructura, a la vez que permite asociar un mayor tamaño medio de la madera muerta a un mayor grado de madurez del rodal. En los bosques prospectados, la mayor parte de la madera muerta es de pino laricio; en ocasiones se encuentran pies de pino silvestre o de frondosas. El promedio de abundancia de madera muerta en los bosques singulares de pino laricio es de 9,6 pies/ha para los tocones, 0,45 pies/ha para los árboles muertos en pie y 23,83 pies/ha para los troncos caídos. El diámetro medio de la madera muerta es de 29,3 cm y su longitud media, de 5,6 m. La mayor parte de la madera muerta contiene elementos de biota: 66% hongos, musgos o líquenes y un 17,8% señales de invertebrados. El 16,2% que no contiene biota se trata o bien de madera muerta muy reciente, sin tiempo a ser colonizada o bien de madera muy seca, asociada a condiciones microclimáticas de baja humedad del rodal (solanas y fuerte insolación).

La densidad de cavidades aptas para la fauna vertebrada (aves y murciélagos) es significativamente más alta en los rodales singulares, así como la media del diámetro de los árboles con cavidades (**figura 26**). Este resultado es coherente con la preferencia de picos por árboles de mayor tamaño para construir sus nidos y con la mayor probabilidad de formación de cavidades por podredumbres o accidentes a medida que el árbol es más grande y viejo.

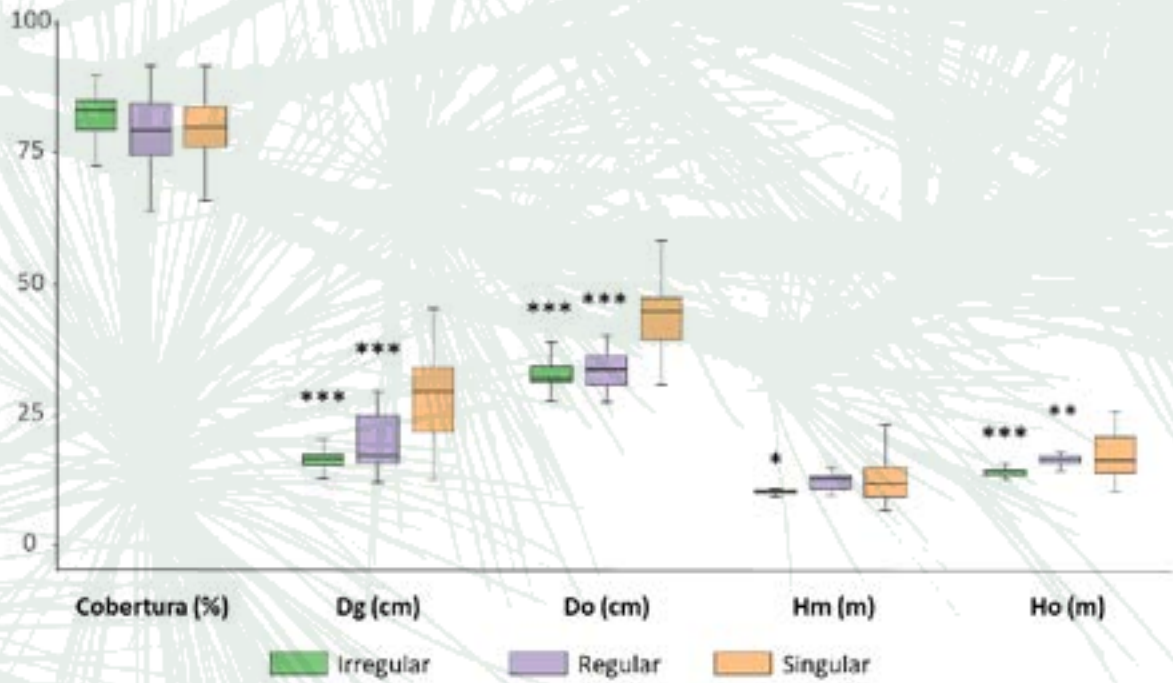
En conclusión, la singularidad estructural radica en el tamaño del arbolado (volúmenes, diámetros de tronco y alturas), netamente superior a la media de los bosques de pino laricio, la madera muerta de mayor tamaño y su mayor disponibilidad de cavidades para la fauna. Tendrían una madurez desde los puntos de vista observacional y estadístico significativamente superior a la media y, por lo tanto, cumplen con un interés de singularidad a escala regional.



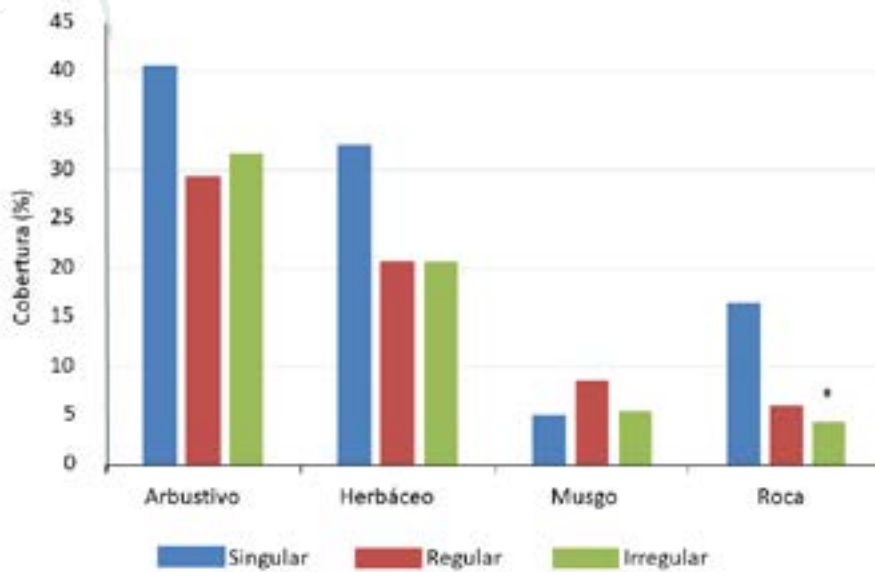
**Figura 20.** Densidad media del arbolado en los rodales irregulares desestructurados, rodales regulares con dificultades de regeneración y rodales singulares inventariados por el Life+ PINASSA. Se indican las diferencias significativas en el análisis de la varianza con respecto a los rodales singulares (\* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ ). El diagrama de caja muestra la mediana, cuartiles 1 y 3, y rango de valores (dentro de 1,5 veces el rango intercuartílico).



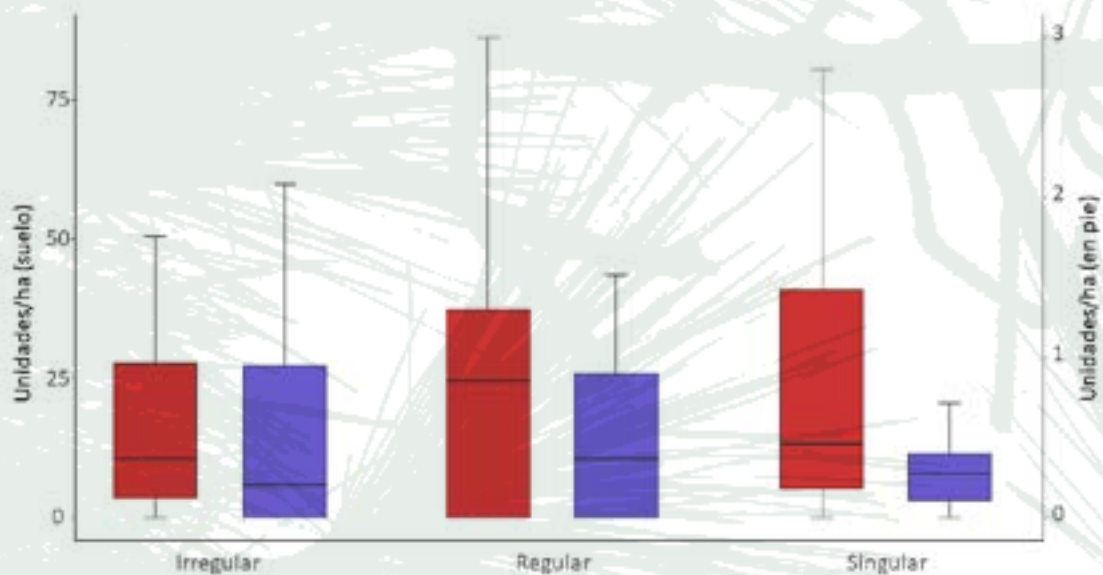
**Figura 21.** Volumen con corteza calculado a partir del área basal (relación alométrica) de los rodales irregulares desestructurados, rodales regulares con dificultades de regeneración y rodales singulares inventariados por el Life+ PINASSA. Se indican las diferencias significativas en el análisis de la varianza con respecto a los rodales singulares (\* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ ). El diagrama de caja muestra la mediana, cuartiles 1 y 3, y rango de valores (dentro de 1,5 veces el rango intercuartílico).



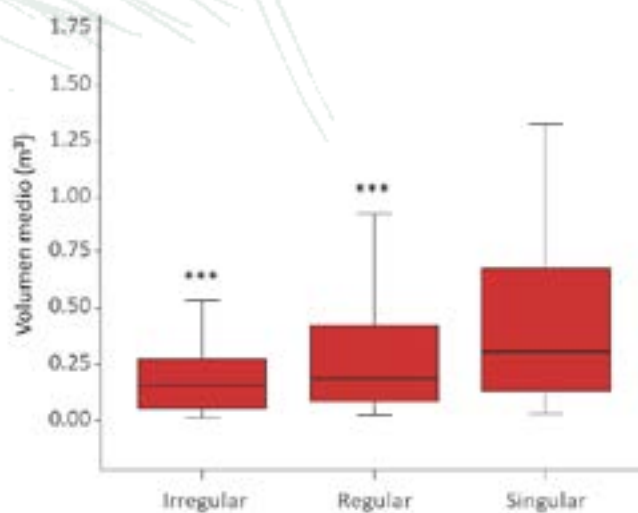
**Figura 22.** Características estructurales -cobertura del arbolado, diámetro medio cuadrático (Dg), diámetro medio de los cien árboles más grandes por hectárea (Do), altura media del arbolado (Hm) y altura dominante de Assmann (Ho)- de los rodales irregulares desestructurados, rodales regulares con dificultades de regeneración y rodales singulares inventariados por el Life+ PINASSA. Se indican las diferencias significativas en el análisis de la varianza con respecto a los rodales singulares (\* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ ). El diagrama de caja muestra la mediana, cuartiles 1 y 3, y rango de valores (dentro de 1,5 veces el rango intercuartílico).



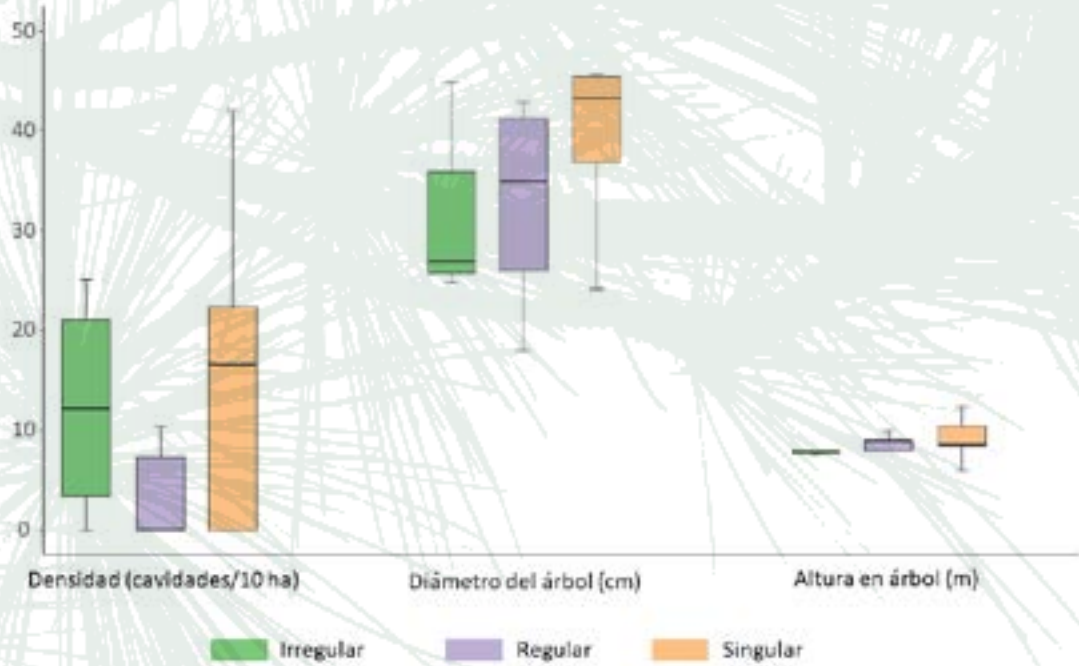
**Figura 23.** Cobertura del sotobosque (%) en los rodales singulares, regulares con dificultades de regeneración e irregulares desestructurados inventariados por el Life+ PINASSA. Se indican las diferencias significativas en el análisis de la varianza con respecto a los rodales singulares (\* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ ).



**Figura 24.** Densidad de unidades de madera muerta en suelo (rojo) y en pie (azul) en los rodales irregulares desestructurados, rodales regulares con dificultades de regeneración y rodales singulares inventariados por el Life+ PINASSA. El diagrama de caja muestra la mediana, cuartiles 1 y 3, y rango de valores (dentro de 1,5 veces el rango intercuartílico).



**Figura 25.** Volumen medio de los árboles muertos en los rodales irregulares desestructurados, rodales regulares con dificultades de regeneración y rodales singulares inventariados por el Life+ PINASSA. El diagrama de caja muestra la mediana, cuartiles 1 y 3, y rango de valores (dentro de 1,5 veces el rango intercuartílico). Se indican las diferencias significativas en el análisis de la varianza con respecto a los rodales singulares (\* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ ).



**Figura 26.** Densidad de cavidades aptas para los vertebrados ocupantes de cavidades y dimensiones de los árboles con cavidades de los rodales irregulares desestructurados, rodales regulares con dificultades de regeneración y rodales singulares inventariados por el Life+ PINASSA. Se indican las diferencias significativas en el análisis de la varianza con respecto a los rodales singulares: \* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ . El diagrama de caja muestra la mediana, cuartiles 1 y 3, y rango de valores (dentro de 1,5 veces el rango intercuartílico).







**4.**  
**La**  
**biodiversidad**  
**asociada**  
**a los bosques**  
**maduros**

---

## 4. La biodiversidad asociada a los bosques maduros

### 4.1. Introducción

En líneas generales, la riqueza específica y la abundancia de organismos especialistas forestales (y, en términos ecológicos, la diversidad alfa) se incrementan en las etapas sucesionales maduras. Esto afecta a especies y gremios funcionales dependientes de la continuidad en el tiempo de la cobertura arbórea, que proporcione estabilidad microclimática de temperatura y humedad (hongos, líquenes, briófitos, fanerógamas nemorales), así como de aquellos taxones asociados a variables de madurez (árboles viejos, madera muerta, suelos orgánicos evolucionados, microhábitats): aves que nidifican en cavidades, murciélagos arborícolas, coleópteros y hongos saproxílicos, etc. Los microhábitats corresponden a partes de un árbol u otro elemento del hábitat con características particulares: rugosidades de la corteza, cuerpos fructíferos de hongos afiloforales, lesiones por las que rezuma savia, oquedades naturales, que para los organismos saproxílicos pueden ser muy distintas según se trate de cavidades de tronco, de rama o de raíz, o también según se trate de oquedades apicales o basales (Micó *et al.*, 2013). Por el contrario, las especies de plantas vasculares se ven favorecidas por las perturbaciones naturales y antrópicas, siendo mayor su riqueza en los bosques manejados (Paillet *et al.*, 2010).

Debe tenerse en cuenta la influencia de la escala espacio-temporal sobre la biodiversidad. Rodales maduros en avanzado estado de conservación, pero muy pequeños, de escasas hectáreas, pueden albergar buena parte de las especies asociadas a bosques maduros (en el caso de los vertebrados de dominios vitales más amplios, actuarían básicamente como zonas de refugio). La fragmentación de estos rodales en unidades pequeñas muy alejadas una de otras puede comportar el aislamiento de taxones asociados a la madurez, especialmente en el caso de organismos de escasa capacidad de dispersión, como briófitos o invertebrados. Podría llegar al punto de comprometer la viabilidad genética de sus poblaciones. Bosques maduros de gran extensión y, complementariamente o en su defecto, una red de rodales maduros o de cierta singularidad por sus características de madurez contribuyen a la conectividad genética y ecológica.

En los rodales singulares de pino laricio pueden hallarse distintas especies de flora y fauna amenazadas y de interés de conservación a escala europea. Varias de ellas constan en el anexo II de la Directiva Hábitats, para las cuales deben designarse ZEC: *Eriogaster catax*, *Graellsia isabellae*, *Callimorpha quadripunctaria*, *Lucanus cervus*, *Cerambyx cerdo*, *Barbastella barbastellus*, *Rhinolophus ferrumequinum*, *Myotis emarginatus*, *Myotis bechsteinii* (Regato y Del Río, 2009). A continuación, se describen distintos grupos indicadores o de interés especial de conservación y su relación con la madurez del bosque, haciendo hincapié, siempre que se dispone de datos, en los resultados obtenidos en el Life+ PINASSA.

La comprensión de los componentes de biodiversidad asociados a la madurez y a la complejidad estructural de los bosques constituye una referencia para, a partir del seguimiento biológico, elaborar criterios técnicos que permitan la integración de componentes de biodiversidad en los bosques con un objetivo prioritario productivo.



Figura 27. *Paeonia officinalis* subsp. *microcarpa*. Parque Natural de Els Ports. Foto: Bruno Duran.

## Cuadro 8. ¿Qué biodiversidad proteger?

¿En qué especies se debe priorizar la atención? Esta es la pregunta clave que se debe formular en la gestión de un espacio natural. La priorización debe dirigirse, en primer lugar, hacia las **especies\* amenazadas**; luego, hacia los **endemismos y rarezas** —si a su vez están amenazados, ascienden al nivel máximo de prioridad—; a continuación, hacia los **especialistas forestales** y, finalmente, hacia las **especies generalistas**. Por *especialistas forestales* se entienden taxones exclusivos del hábitat, del cual hacen un uso específico de sus recursos, como numerosos hongos y coleópteros saproxílicos. Los generalistas, como el mirlo común o el murciélago enano, se localizan en hábitats alternativos a los bosques, entre los cuales se encuentran espacios abiertos y parques urbanos. Sin embargo, no debe olvidarse que entre los generalistas se emplazan **especies clave o funcionales** en el funcionamiento del ecosistema, que también deben cuidarse para no desestabilizarlo. Además, deberá tenerse en cuenta si en los claros de bosque y otras zonas abiertas aparecen taxones típicos de espacios abiertos que se encuentran amenazados, en cuyo caso también deberán ser atendidos en la gestión.

Entre las especies amenazadas se distinguen distintas categorías de amenaza: en peligro, vulnerables, etc. En este sentido, puede consultarse la web de la UICN ([www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)) y los libros rojos y catálogos de especies amenazadas a escala regional. La responsabilidad de la gestión es mayor en función de la escala geográfica del nivel de amenaza. Por ejemplo, en los Pirineos, el mochuelo boreal y el urogallo son dos especies amenazadas. Sin embargo, mientras el primero lo es a escala ibérica, pero globalmente no está amenazada, el urogallo pirenaico está globalmente amenazado como subespecie y la responsabilidad es mayor. Todavía es mayor para la mariposa *Graellsia isabellae*, que es un endemismo a escala específica y está amenazada.

Un dilema que puede surgir ante un bosque maduro a evolución libre es decidir si conservar determinado componente de la biodiversidad cuando este afecta a la naturalidad del bosque. Por ejemplo, se halla una especie heliófila amenazada localizada en un bosque maduro que evoluciona hacia el cierre de copas. ¿Sería conveniente efectuar claras? Lo más sensato es evaluar el impacto regional de su gestión local. Si el bosque contribuye decisivamente a la preservación del taxón a escala regional o global (en caso de un endemismo), lo más sensato sería intervenir a costa de la naturalidad.

\* Se utiliza el término *especie*, más común, pero debería hablarse más correctamente de taxones, entre los cuales se distinguirían los subespecíficos, por ejemplo, *Pinus nigra salzmanni pyrenaica*.

## 4.2. El muestreo de bioindicadores del Life+ PINASSA

En los rodales singulares se llevaron a cabo muestreos de distintos descriptores e indicadores biológicos para su caracterización. Los descriptores consistían en un inventario dasométrico y de vegetación y un inventario de madera muerta y microhábitats. Como indicadores se inventarió la flora de interés y las aves forestales en todos los rodales. En una selección de estos, se elaboraron inventarios de murciélagos y de mariposas nocturnas. El método y el esfuerzo se adaptaron a los objetivos de caracterización y seguimiento y a los recursos humanos disponibles.

### 4.2.1. Inventario dasométrico y de vegetación

En los rodales con tratamientos silvícolas se delimitaba una parcela permanente de 10 m de radio por hectárea, hasta un máximo de 3 parcelas por rodal. En los rodales sin tratamientos se llevaba a cabo un inventario por estimación pericial.

En las parcelas permanentes circulares se medían las siguientes variables:

- Diámetro normal (a una altura de 1,3 m) de los árboles vivos con diámetro  $\geq 7,5$  cm.
- Estimación de la vitalidad de cada árbol inventariado, en dos categorías.
- Clasificación de los árboles por estratos sociológicos.
- Altura total de 5 árboles.
- Altura de la primera rama viva y diámetro de copa de 3 o 5 árboles.
- Edad y crecimiento de los últimos 10 años de un árbol representativo del rodal.

En el inventario por estimación pericial con descripción silvícola literal se estimaban o medían, en los puntos de muestreo, las siguientes variables:

- Diámetro normal (a 1,3 m) medio y altura media de los árboles vivos con diámetro  $\geq 7,5$  cm.
- Diámetro normal (a 1,3 m) medio y altura media del colectivo de árboles dominantes (estrato superior y diámetros más elevados).
- Área basimétrica de los tres grupos de tamaño: pequeño (clase diamétrica CD 10-15), mediano (CD 20-30) y grande (CD  $\geq 35$ ).
- Densidad de pies mayores (Dn  $\geq 7,5$  cm) y de pies menores (Ht  $> 1,3$  m y Dn  $< 7,5$  cm).
- Apertura a la luz desde el centro de la parcela.
- Parámetros de clasificación de la vulnerabilidad del rodal a incendios forestales.
- Recubrimiento y altura media del estrato arbustivo.
- Recubrimiento del estrato herbáceo, de musgo, de restos leñosos y de rocas.

#### **Cuadro 9. ¿Qué se entiende por bioindicador?**

Un bioindicador es una especie o grupo de especies que, por sus características y respuesta a determinadas condiciones ambientales, se utiliza para evaluar el estado de los ecosistemas, así como detectar y medir de forma indirecta los cambios que en ellos se producen. Generalmente se asocia una escala de valores del bioindicador (pudiendo efectuarse a partir de diferentes parámetros según el caso) a un gradiente de calidad o condiciones ambientales en un ámbito geográfico definido. En materia de ecología y conservación es habitual el uso de bioindicadores para evaluar el estado de conservación de los ecosistemas y los efectos de la actividad humana sobre ellos, aunque pueden emplearse, también, para evaluar el efecto de procesos naturales sobre dichos ecosistemas.

No todos los organismos o procesos proporcionan la misma información en relación con la calidad y el estado de conservación de los hábitats en los que se encuentran. Por lo tanto, no todas las especies o grupos son igualmente idóneos a la hora de utilizarlos como bioindicadores. Por otro lado, un mismo organismo o grupo no responde solamente a los cambios o condiciones que queremos evaluar, de manera que su aptitud como bioindicador dependerá del contexto en el que nos encontremos. Por ejemplo, una especie no aportará la misma información respecto al impacto de las actividades humanas sobre el medio si analizamos su estado en un hábitat potencialmente óptimo o si lo llevamos a cabo en una zona marginal de su área de distribución natural, donde los condicionantes ambientales ya están, de forma natural, cercanos a los límites de tolerancia para la especie. Una característica fundamental y requisito necesario que determina la utilidad de uno o varios organismos como bioindicadores es la sensibilidad a los factores de cambio que nos interesa evaluar. Es decir, los cambios en el ambiente que queremos detectar o medir deben ir asociados a cambios tangibles y medibles en los grupos que queremos usar como bioindicadores, ya sea a escala de parámetros poblacionales, de comportamiento o de su estado fisiológico. Los cambios provocados, además, deben ser medibles y cuantificables a una escala proporcional al grado de variación ambiental que nos interesa en cada caso. Generalmente, en conservación, un buen indicador será aquel que nos permita detectar cambios de una magnitud de variación suficiente como para condicionar la toma de decisiones y la acción que corresponda a partir de unos criterios preestablecidos.

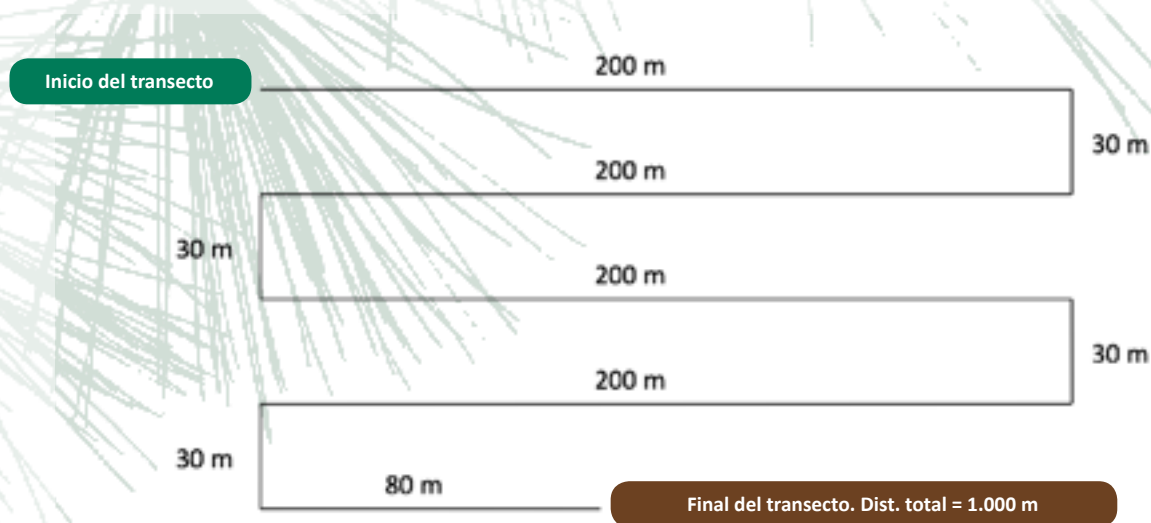
A menudo, el uso simultáneo de diferentes bioindicadores puede proporcionar una información mucho más completa y fiable que si usamos un solo indicador, especialmente si se utilizan bioindicadores con diferente sensibilidad a los factores de cambio que queremos evaluar o, más aún, si la respuesta a esos cambios es opuesta en los diferentes grupos considerados. La especificidad de la respuesta del bioindicador es, también, un factor importante que determina su idoneidad. Así, el bioindicador ideal sería aquel en el que los cambios observados estuvieran solamente mediados por el factor de cambio que nos interesa evaluar. Especies generalistas adaptadas a diferentes condiciones ambientales con rangos amplios de tolerancia a los factores de cambio que nos interesan no suelen ser buenos bioindicadores, y especies extremadamente raras (difíciles de monitorizar) o especies cuya respuesta a pequeñas variaciones en las variables de interés es muy grande no suelen ser tampoco buenos bioindicadores.

#### **4.2.2. Inventario de madera muerta y microhábitats**

Para conocer la disponibilidad de madera muerta y microhábitats se efectuó un muestreo mediante transectos lineales a lo largo del rodal de una longitud mínima de 1 km. Para la madera muerta en suelo se definía una banda de 4 m, 2 m a ambos lados de la línea de progresión. Se medía la madera muerta que interceptaba la banda de progresión a partir de 15 cm de diámetro normal (método adaptado de Stal y Låmas, 1998;

Nordé *et al.*, 2004; Bobiec *et al.*, 2005) y se describía la especie, su diámetro normal y altura, su estado de descomposición, el porcentaje de corteza y la causa probable de su muerte. La madera muerta en pie (a partir de 20 cm de diámetro normal) se medía en un radio de 50 m y se anotaba su estado de descomposición y la presencia de cavidades. A la misma distancia se consideraba la presencia de plataformas de nidos aptas para rapaces. En el mismo transecto se caracterizaban los microhábitats y elementos bióticos que se hallaban en la propia madera muerta (musgos, líquenes, hongos afiloforales, tumores, perforaciones de insectos, etc.). Las cavidades en árbol aptas para la fauna vertebrada se medían en una banda de 25 m, que permitía inspeccionar todos los árboles en el mismo transecto que la madera muerta. Se anotaba la tipología de cavidad (nido de pico, pudriciones, grietas, corteza levantada, marca de rayo, chimenea, tumor u otra malformación, etc.), su número, especie, localización (en tronco, rama, raíz), el estado vital del árbol y datos dasométricos (diámetro normal y a la altura de la cavidad, altura del árbol y de la cavidad, etc.).

Para valorar la calidad de la madera muerta (tipología, estado de disposición, biota, etc.) es suficiente un transecto de entre 1.000 y 3.500 m de longitud a lo largo del rodal (Bobiec *et al.*, 2005). Sin embargo, para valorar su cantidad es mejor adoptar un transecto que recorra la totalidad del rodal. Se midieron los árboles que interceptan la banda de progresión en banda de 4 m (2 m a ambos lados de la línea de progresión) siguiendo las curvas de nivel (**figura 28**).



**Figura 28.** Representación del transecto para la caracterización de madera muerta y cavidades.

#### 4.2.3. Inventario de flora de interés especial

Se efectuó un muestreo mediante un transecto de las especies de flora vascular del catálogo de flora amenazada de Cataluña y del libro rojo de especies amenazadas de Cataluña (Sáez *et al.*, 2010). Se incluyeron, además, los endemismos y taxones raros, así como las especies características fitosociológicamente de los bosques de pino laricio. Los transectos se efectuaron durante el mes de mayo, máximo periodo de crecimiento y floración de la mayoría de las especies. Coincidían con los transectos de madera muerta (banda de 4 m) y se registraba el número de pies, la altitud, la fenología, la vitalidad y la cobertura de los estratos arbustivo y arbóreo sobre la planta, entre otras variables.

#### 4.2.4. Censo de aves forestales

Las aves comunes forestales se censaron mediante el método de las estaciones de escucha (Bibby *et al.*, 1992), método habitual en medios forestales, que permite un buen ensamblaje con los inventarios forestales y de vegetación. Se contabilizaron las especies vistas u oídas en tres bandas concéntricas de 25 m, 50 m y más allá de los 50 m. De este modo, todos los contactos dentro de la banda de 50 m se pueden asociar al rodal estudiado y más allá de 50 m al resto del bosque. La distancia entre estaciones era de un mínimo de 250 m. La duración de cada escucha era de 20 minutos y empezaban desde media hora después de la salida del sol hasta media mañana.

#### 4.2.5. Censo de murciélagos

El censo consistió en estaciones automáticas de escucha con detectores de ultrasonidos. Éstas se combinaron con sesiones de captura, para poder determinar las especies crípticas, imposibles de diferenciar con certeza mediante el análisis de ultrasonidos. Está demostrado que la utilización de métodos combinados para el estudio de murciélagos es la vía más eficiente a este fin (Flaquer *et al.*, 2007). Los muestreos se realizaron desde finales de junio hasta medianos de julio. Cada estación grababa los ultrasonidos de quirópteros durante 4 noches consecutivas por rodal.

Las capturas se efectuaron durante una noche por rodal mediante redes japonesas de nailon especialmente finas, indicadas para murciélagos. Las redes normalmente se situaban en senderos forestales o cruzando balsas, depósitos o bebederos dentro del rodal o muy cercanos, para así optimizar la probabilidad de captura. Se asumía que la captura de un individuo reproductor o una cría suponía la existencia de, por lo menos, una colonia reproductora en la zona.

Se emplazaron cajas refugio especiales para murciélagos en algunos rodales. Se situaron grupos de 3 cajas, de tres modelos diferentes. Este es un método complementario para el seguimiento a largo plazo de poblaciones, ya que los quirópteros no empiezan a ocuparlas hasta meses o incluso años después de su emplazamiento.

#### 4.2.6. Muestreo de mariposas nocturnas

El muestreo nocturno se realizó mediante trampas de luz de tipo Heath, equipadas con fluorescentes de luz actínica de 6 u 8 W alimentados con baterías. Se elegían las noches sin luna llena, ya que entonces la atracción de la luz artificial es más fuerte. Las trampas funcionaban desde el crepúsculo hasta las 2 de la madrugada (unas 4 horas). Se disponía de una trampa por rodal. Se identificaba al mayor número posible de especies *in situ*. El resto de ejemplares se recogían para identificarlos en el laboratorio (figura 29).



Figura 29. Muestreo de aves, quirópteros y de heteróceros en el Life+ PINASSA. Fotos: David Guixé.

### 4.3. Flora vascular

#### 4.3.1. Generalidades

La flora vascular en los bosques maduros refleja la diversidad de microhábitats (afloramientos de roca, abrigos umbríos, puntos de agua, etc.) y las condiciones ambientales presentes a escala de ecounidad (desde claros de bosque a doseles muy cerrados). Las plantas vasculares propias de los bosques maduros son pocas y difieren de una región a otra (Peterken, 1996; McComb y Lindenmayer, 1999). Así, una especie descrita en una región biogeográfica como asociada a bosques maduros puede aparecer en bosques productivos o en hábitats abiertos en otras condiciones bioclimáticas (Hermy *et al.*, 1999), lo que dificulta el uso de las plantas vasculares como indicadores de madurez. Por otra parte, la escasez de etapas de maduración y senescencia conduce a que muchas especies ligadas a estos bosques sean raras o estén amenazadas (Wulf, 1997).

Los bosques maduros albergan, en general, una mayor proporción de especies tolerantes a la sombra, en caso de que exista un cierre del dosel, y diversidad de tipos biológicos, entre ellos árboles y lianas (EUROPARC-España, 2017). La continuidad en el tiempo del dosel facilita la mayor frecuencia de especies de escasa capacidad de dispersión y/o colonización y especies relictas, aisladas de las poblaciones de origen o muy explotadas en el pasado, como el tejo (*Taxus baccata*). Las claras pueden aumentar la riqueza específica total de un rodal al favorecer el desarrollo de heliófitas, entre las que se encuentran especies pratenses y nitrófilas arbustivas, como las zarzas (*Rubus* sp.).

#### 4.3.2. La flora en los rodales maduros de pino laricio

Los bosques maduros y singulares de pino laricio muestreados en el ámbito del Life+ PINASSA corresponden a dos grandes ámbitos biogeográficos que determinan, en gran medida, las comunidades florísticas que se hallan en los diferentes rodales. Este hecho dificulta una comparación de la riqueza basada únicamente en las características estructurales del rodal. Entre las especies de flora de interés que se han localizado se distingue entre especies de flora amenazada, incluidas en el catálogo de flora amenazada (Resolución AAM/732/2015 de la Generalitat de Catalunya) o reseñadas en el libro rojo de flora endémica y amenazada de Cataluña (Sáez *et al.*, 2010), de las plantas con un interés especial. Como tales se entiende a los taxones que tengan interés biogeográfico destacado (endémicos o raros a escala local o regional) o bien que sean característicos según la tipología de la vegetación descrita para los bosques de pino laricio (Gamisans y Gruber, 1988; Álvarez de la Campa, 2004). También se incluyen especies que puedan ser buenas indicadoras de la estructura e historia forestal del rodal.

La **tabla 2** muestra los taxones de interés florístico inventariados por el Life+ PINASSA. También se incluyen los taxones endémicos y amenazados cuya área de distribución coincida con los rodales singulares de pino salgareño identificados. Destaca el macizo de Els Ports (ZEC «Sistema Prelitoral Meridional»), como la zona donde se han documentado o hallado mediante inventario 17 taxones de interés. Entre ellos, hay especies amenazada en Cataluña y endémicas del Sistema Prelitoral Meridional, como *Aquilegia pauti*, *Arenaria conimbricensis* subsp. *viridis*, *Armeria fontqueri*, *Atropa baetica*, *Pinguicula grandiflora* subsp. *dertosensis*, *Biscutella laevigata* subsp. *fontqueri*, *Salix tarraconensis* y *Thymus willkommii*. Por su parte, *Euphorbia nevadensis* subsp. *bolosii* está protegida a escala europea e *Ilex aquifolium*, *Prunus prostrata* y *Taxus baccata* están protegidas en Cataluña. Asimismo, *Sanicula europaea* y *Ranunculus gramineus* son especies raras y *Paeonia officinalis* subsp. *microcarpa* y *Viola willkommii* son características fitosociológicas del hábitat. En la ZEC «Serres de Cardó-El Boix» se han localizado 3 especies de interés, *Salix tarraconensis*, *Centaurea podospermifolia* y *Hieracium vinyasianum*, en el rodal singular de Cosp; la segunda de ellas es un endemismo de Els Ports y sierras vecinas, y la tercera es exclusiva de la sierra de Cardó. En los rodales singulares septentrionales aparecen 3 especies, *Rosa pimpinellifolia*, *Cephalanthera damasonium* y *Viola willkommii*, de las cuales las dos primeras son especies raras no localizadas en los rodales meridionales.

La flora amenazada o de interés especial no es exclusiva de los rodales singulares. Se hallan en otras tipologías silvícolas. Dos tercios de las especies localizadas son de claros y afloramientos rocosos, mientras que solo un tercio son forestales estrictas (**figura 30**). La baja densidad de arbolado que suele darse en buena parte de los rodales singulares meridionales, junto con la presencia de claros y rocas, confiere estructuras de hábitat favorables para la distribución de poblaciones de flora amenazada y de interés especial.

**Tabla 2.** Especies amenazadas en Cataluña, raras o de interés biogeográfico, localizadas en los rodales singulares de pino laricio. Presencia: número de rodales donde ha aparecido la especie. SPM: Sistema Prelitoral Meridional, C: Serres de Cardó-El Boix, RS: Ribera Salada, M: Obagues de la riera de Madrona. Rareza: c, común; r, poco común; rr, bastante rara; rrr, muy rara (Gamisans & Guber, 1988; Álvarez de la Campa, 2004). Categorías de amenaza: EN, en peligro de extinción; VU, vulnerable.

Especie	Presencia	SPM	C	RS	M	Hábitat principal	Rareza	Catálogo de flora Decreto 172/2008	Interés
<b>Especies catalogadas</b>									
<i>Aquilegia pauí</i>	1	+	-	-	-	Rocas y pastizales umbríos	rrr	EN	Protegida en Cataluña y endemismo de Els Ports
<i>Arenaria conimbricensis</i> subsp. <i>viridis</i>	1	+	-	-	-	Bosques claros		VU	Endemismo de las montañas de la mitad meridional de Cataluña
<i>Armeria fontqueri</i>	2	+	-	-	-	Rocas, matorrales y pastizales secos	rr	VU	Protegida en Cataluña y endemismo de Els Ports
<i>Atropa baetica</i>	1	+	-	-	-	Claros de bosque, bosques claros, matorrales y rocas	rrr	EN	Protegida en Cataluña
<i>Centaurea podospermifolia</i>	1	-	+	-	-	Rocas, claros y lindes de bosque	rr	VU	Protegida en Cataluña y endemismo de Els Ports y de Cardó
<i>Hieracium vinyasianum</i>	1	-	+	-	-	Roquedos umbríos	rrr	VU	Protegida en Cataluña y endemismo de Cardó
<i>Pinguicula grandiflora</i> subsp. <i>dertosenis</i>	2	+	-	-	-	Rocas umbrías	rr	VU	Protegida en Cataluña. Única localidad en Cataluña
<i>Prunus prostrata</i>	1	+	-	-	-	Rocas y matorrales	rr	VU	Protegida en Cataluña
<i>Salix tarraconensis</i>	2	+	+	-	-	Rocas umbrías	rr	VU	Protegida en Cataluña y endemismo de las montañas catalanídicas centrales y meridionales
<i>Thymus willkommii</i>	1	+	-	-	-	Rocas	rr	VU	Protegida en Cataluña y endemismo de las montañas catalanídicas centrales y meridionales
<b>Especies endémicas</b>									
<i>Biscutella laevigata</i> subsp. <i>fontqueri</i>	4	+	-	-	-	Rocas, matorrales y claros	c		Endemismo de Els Ports
<b>Especies protegidas en Cataluña, no catalogadas</b>									
<i>Ilex aquifolium</i>	1	+	-	-	-	Bosques			Protegida en Cataluña
<i>Taxus baccata</i>	1	+	-	-	-	Bosques	r		Protegida en Cataluña



Especies características del hábitat								
<i>Cephalanthera damasonium</i>	1	-	-	+	-	Bosques	r	Rara
<i>Paeonia officinalis</i> subsp. <i>microcarpa</i>	1	+	-	-	-	Bosques	rr	Rara y característica del hábitat
<i>Rosa pimpinellifolia</i>	1	-	-	+	-	Bosques	r	Rara
<i>Viola willkommii</i>	6	+	-	+	+	Bosques		Característica del hábitat
Especies raras								
<i>Euphorbia nevadensis</i> subsp. <i>bolosii</i>	2	+	-	-	-	Matorrales, pastizales secos y rocas	rr	Rara
<i>Ranunculus gramineus</i>	1	+	-	-	-	Pastizales	r	Rara
<i>Sanicula europaea</i>	1	+	-	-	-	Bosques	r	Rara
<i>Saxifraga longifolia</i> var. <i>aitanica</i>	1	+	-	-	-	Rocas	rr	(VU) Descatalogada Rara

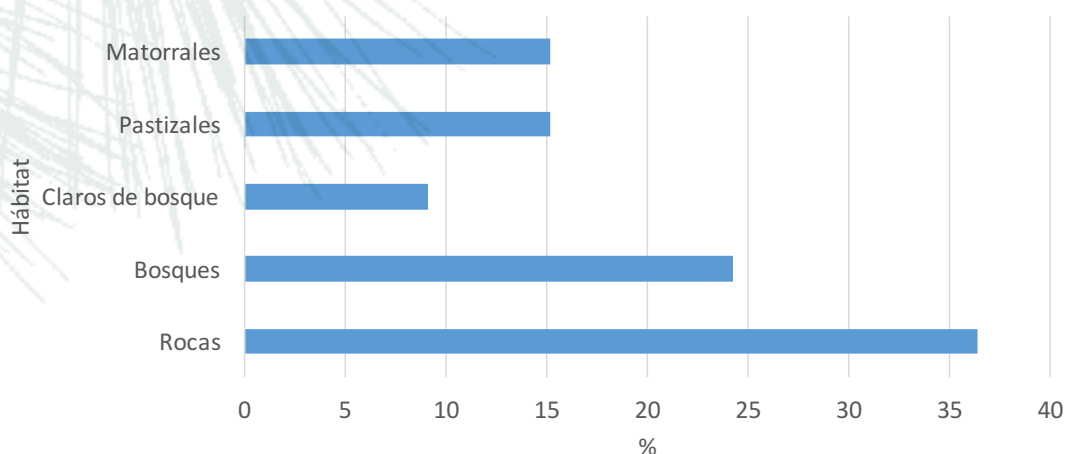


Figura 30. Distribución por tipo de hábitat o microhábitat de las especies de flora amenazada o de interés especial halladas en los rodales singulares de pino laricio.



Figura 31. *Atropa baetica*, *Salix tarraconensis* (fotos: Toni Buira) y *Pinguicula grandiflora* subsp. *dertosensis* (foto: David Guixé). Parque Natural de Els Ports.

#### 4.4. Musgos y líquenes

Los musgos y hepáticas (briófitos) se desarrollan en condiciones de humedad elevada, por lo que suelen asociarse a doseles cerrados. Abundan en las umbrías y, a pequeña escala, en las partes menos insoladas de los troncos y grandes rocas. En condiciones de humedad muy elevada, asociada a frecuentes nieblas, pueden cubrir extensos mantos verdes, como en las laurisilvas macaronésicas. En condiciones más habituales crecen preferentemente en sustratos más duraderos, como los afloramientos de roca y los tocones, bajo condiciones de humedad y temperatura que se dan típicamente en el interior de los bosques. En los últimos 100-150 años se ha constatado un declive de líquenes y musgos asociados a etapas avanzadas de la sucesión forestal, debido a la retirada de árboles viejos y madera muerta de los bosques (Kriebitzsch *et al.*, 2013).

Los musgos participan en la conservación de la humedad ambiental de la madera y el suelo, acción benefactora de otras especies como hongos, plantas vasculares e invertebrados. Precisamente constituyen el hábitat de pequeños invertebrados como nematodos y moluscos. Aunque pueden hallarse en cualquier bosque que cumpla con sus requisitos de humedad, temperatura e insolación, los doseles cerrados y las condiciones de estabilidad más prolongada de los bosques maduros pueden facilitar su riqueza específica y abundancia. Además, se han descrito varias especies características de estados avanzados de descomposición de la madera (Crites y Dale, 1998). En el Life+ PINASSA, un 31% de la madera muerta tumbada y tocones estaba colonizada por musgos, en distintos estadios de descomposición, si bien era significativamente más abundante en madera muy vieja y dura o muy descompuesta y que, por lo tanto, había dado más tiempo a ser colonizada.

Los líquenes responden a distintas condiciones ambientales y, entre estas, el tipo de sustrato es un factor determinante. Por ejemplo, a escala de rodal o parcela, en ocasiones las zonas abiertas rocosas atesoran una riqueza específica muy superior a la de pastizales densos donde no son competitivos, e incluso mayor que bajo el dosel arbóreo. Son organismos de crecimiento muy lento, con lo cual, en el interior del bosque, el tipo y la distribución en el espacio de sustratos adecuados, su permanencia en el tiempo y las condiciones microclimáticas estables son los factores determinantes de la riqueza de especies y su abundancia.

Entre las distintas especies, *Lobaria pulmonaria* se utiliza a menudo como indicador de condiciones temporales estables en bosques de todo tipo (Gilg, 2005). Por citar un ejemplo, las cortezas rugosas (roble frente a haya) y los árboles grandes rodeados de árboles focales jóvenes son factores seleccionados (Belinchón *et al.*, 2011). Los pinos, debido a que su corteza se desprende con facilidad, son menos estables para la colonización de líquenes. En conclusión, la variedad de especies arbóreas, de distintos tamaños y edades, y la rugosidad de las cortezas son variables que condiciona la diversidad de líquenes. La madera muerta, en especial la de gran tamaño, influye también en la diversidad de líquenes y de briófitos (Hofmeister *et al.*, 2015). Estas variables, al estar asociadas a la madurez del bosque, conducen a una mayor riqueza de briófitos y líquenes epífitos en los bosques de mayor grado de naturalización (Boch *et al.*, 2013; Ardelean *et al.*, 2015). Su lento crecimiento y limitada capacidad de dispersión condicionan una lenta recuperación de las comunidades tras episodios de perturbación.

Ciertas especies de líquenes y briófitos asociadas a estas condiciones pueden utilizarse para detectar cambios en las condiciones ambientales bajo el dosel arbóreo. 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 de cierre de dosel prolongadas en el tiempo (EUROPARC-España, 2017a). Por el contrario, la apertura de copas y el efecto de borde pueden perjudicarlas al cambiar las condiciones microclimáticas.



**Figura 32.** Tocón de pino laricio cubierto por musgos y líquen pulverulento del género *Chrysothrix*, típico de la corteza de árboles de corteza rugosa, en un rodal singular del Solsonès. Fotos: Jordi Camprdon.

#### 4.5. Hongos

Las redes de micelios de los hongos y las bacterias desempeñan la función ecológica esencial de degradar la materia orgánica (madera, hojas, tejidos animales, etc.) y fijar buena parte los elementos minerales liberados durante la descomposición. De esta forma, redistribuyen estos elementos, esenciales para el crecimiento vegetal, en un radio de varios metros. Las micorrizas del suelo también juegan un papel esencial en funcionamiento de los bosques. Los hongos influyen en la estructura y la dinámica sucesional del rodal, por lo que condicionan el hábitat para otras especies. Por ejemplo, el yesquero del pino (*Fomitopsis pinicola*) es una poliporácea común en los bosques de coníferas (**figura 33**). Abunda con la madera muerta y puede infectar árboles vivos con heridas y partes muertas. Es raro en rodales jóvenes, a menos que haya heridas frecuentes por trabajos forestales o daños por el viento. Degrada solo la celulosa y deja la lignina como una estructura residual, considerablemente menos densa, pero bastante estable y adecuada para que los picos excaven sus nidos.

Por otra parte, los hongos incrementan la biodiversidad de forma muy significativa, llegando a más de 200 especies en 0,5 ha en un bosque de frondosas mixto con 100 años sin intervenciones (Langlois, 2000) hasta más de 2.000 para todo el bosque viejo de frondosas de Bialowieza (Falinski, 1991). Los bosques maduros a menudo albergan más de la mitad de hongos saproxílicos que bosques gestionados para la obtención de madera (Sippola y Renvall, 1999).

El grupo de los basidiomicetos es el grupo de hongos asociado a los árboles más diversificado. Entre estos hongos se incluyen numerosos representantes de distintos grupos taxonómicos, como afiloforales, agaricales y russulales. También se encuentran bien representados los ascomicetos, que incluyen a las levaduras (Stokland *et al.*, 2012). Entre las afiloforales, la familia de las poliporáceas brinda interesantes perspectivas de estudio de continuidad espacial de las variables de madurez. Pueden colonizar hábitats (árboles muertos o moribundos) que son efímeros, dispersos y aparecen al azar. Aunque algunas de sus esporas (producen varios miles de ellas por hora y por cm<sup>2</sup>) pueden ser transportadas a largas distancias (varios cientos de kilómetros), la mayoría caen en la proximidad inmediata de los hongos (Stenlid y Gustafsson, 2001). Si la densidad y la tasa de renovación de los grandes árboles muertos es demasiado baja, el flujo genético entre poblaciones de hongos saproxílicos puede verse seriamente comprometido. Como en el caso de líquenes y briófitos, los cambios en las condiciones microclimáticas por apertura del dosel o efecto de borde pueden perjudicar a las especies más sensibles a la humedad ambiental. Otros hongos característicos de la madera muerta de los pinares mediterráneos son *Hypoholoma fasciculare*, *Tricholomopsis rutilans* y *Phellinus pini*, este último, parásito.

En los rodales maduros de pino laricio del Life+ PINASSA solo se han encontrado hongos afiloforales en un escaso 5% de la madera muerta inventariada (3,3% en madera en avanzado estado de descomposición). En los rodales no maduros apenas se han hallado carpóforos de afiloforales. Probablemente, la escasa variedad de especies arboladas y las condiciones de escasa humedad ambiental en algunos de los rodales maduros no facilitan la colonización de la madera muerta por hongos.

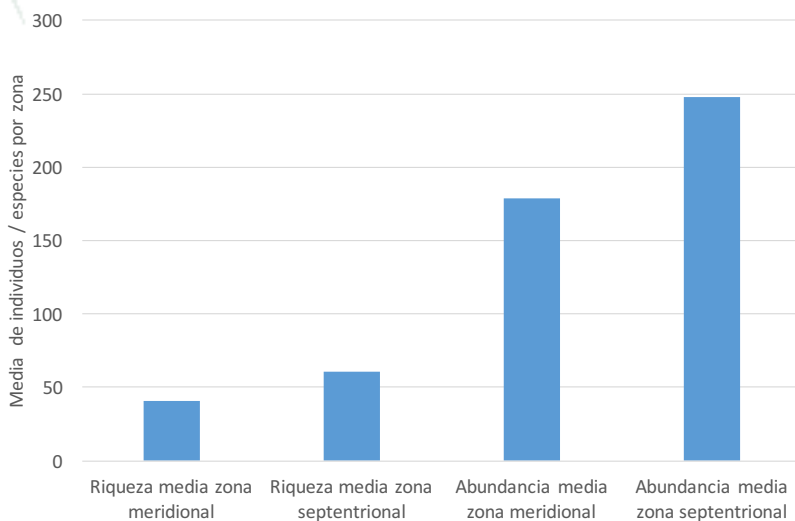


**Figura 33.** Yesquero del pino (*Fomitopsis pinicola*), hongo saprófito lignícola, característico de coníferas. El Solsonés. Foto: Jordi Camprodon.

#### 4.6. Mariposas nocturnas

Alrededor de 30.000 especies de insectos viven en los bosques europeos (Wermelinger *et al.*, 2013). Entre los numerosos grupos taxonómicos, destacan por su valor indicador del estado de conservación de los bosques las hormigas (*Formicidae*), las mariposas nocturnas (*Heterocera*) y diurnas (*Rhopalocera*), las avispas parásitas (*Terebrantes*), una familia de moscas depredadoras, los sírfidos (*Syrphidae*) y los escarabajos (*Coleoptera*), entre los que destacan los saproxílicos. La riqueza en especies y la diversidad de los distintos taxones y grupos funcionales dependen de distintas variables estructurales, entre ellas la mezcla arbolada y la riqueza de plantas leñosas y herbáceas, que actúan como plantas nutricias y refugios, la fracción de cabida cubierta que determina la insolación del sotobosque y la disponibilidad de microhábitats, entre los que destaca la madera en distintos grados de descomposición. Como factores abióticos, la temperatura y la humedad ambiental, y su influencia sobre la calidad de la madera muerta, son determinantes.

En los bosques de pino laricio del Life+ PINASSA se han determinado un total de 257 especies de mariposas nocturnas (heteróceros). Las mariposas nocturnas dependen de distintas plantas nutricias, por lo que se encuentra una mayor riqueza de especies y abundancia de individuos donde la vegetación es más compleja y diversificada, de forma independiente a la madurez del arbolado. Por otro lado, la riqueza de heteróceros disminuye significativamente en los pequeños grupos de pinos adultos rodeados de matorral mediterráneo, aislados de los extensos pinares de laricio por el gran incendio de Montserrat de 1986. Si se consideran los datos por zona geográfica, los rodales singulares septentrionales acogen mayor diversidad con respecto a los rodales singulares meridionales, menos diversificados en su perfil vertical de vegetación (**figura 34**).



*Lymantria monacha*, familia *Erebidae*. Foto: Jordi Dantart.

**Figura 34.** Riqueza media de especies y abundancia media de individuos de heteróceros en los rodales singulares y rodales adultos de pino laricio según su distribución geográfica.

Las especies más abundantes y repartidas en un mayor número de localidades son *Eilema complana*, *Eudonia mercurella*, *Endotricha flammealis*, *Thaumetopoea pityocampa*, *Idaea eugeniata* e *Idaea aversata*. Por su parte, *Eilema lurideola*, *Eilema depressa*, *Acrobasis glaucella*, y *Macaria liturata* son abundantes en unas pocas localidades, mientras que *Cydia fagiglandana*, *Catocala nymphagoga*, *Dendrolimus pini* y *Polyphaenis sericata* son menos abundantes, pero bien repartidas entre localidades.



**Figura 35.** *Graellsia isabellae*, satúrnido característico de los pinares submediterráneos de pino laricio y pino silvestre, incluida en el anexo II de la Directiva Hábitats. Foto: Jordi Bas.

#### 4.7. Coleópteros saproxílicos y otros invertebrados

Los invertebrados, y dentro de ellos los insectos, son el grupo de organismos más diversificado en los bosques, seguidos por los hongos. Desempeñan funciones ecológicas esenciales, como la descomposición y el reciclado de la materia vegetal leñosa (trituration y degradación física, descomposición química, vectores de hongos, dispersión de microorganismos de humificación, etc.), así como su papel esencial en la polinización y en la composición de las redes tróficas, como fitófagos, depredadores y presas. Los invertebrados llevan a cabo los pasos iniciales en el proceso de degradación de la madera muerta mediante la trituración y posterior digestión química, lo que contribuye, en un trabajo en red, a la labor descomponedora de protistas, hongos y bacterias.

Entre la amplia asociación de macroinvertebrados a distintos estratos de la vegetación, en los bosques maduros destacan, en particular, los insectos asociados a la madera. Cuatro órdenes concentran la mayor parte de su biodiversidad: coleópteros (escarabajos), dípteros (moscas y mosquitos), himenópteros (avispa, abejas y hormigas) e isópteros (termitas). Otros grupos de artrópodos encuentran también su hábitat y principal fuente nutritiva en los microambientes que ofrece la madera, viva o muerta. Ejemplos de estos son los ácaros y otros arácnidos depredadores como los seudoescorpiones y las arañas, los crustáceos saprófagos del grupo de los isópodos, así como los miriápodos (ciempiés y milpiés) y bastantes lepidópteros y hemípteros. Por último, otros invertebrados muy frecuentes son los gusanos redondos o nematodos (Méndez-Iglesias, 2009).

Un grupo destaca por su gran diversidad: los coleópteros saproxílicos. Duplican en variedad de especies a todos los vertebrados, con unas 2.500 especies ibéricas y macaronésicas (Grove, 2002). Pueden distinguirse distintos gremios ecológicos o funcionales en función del sustrato donde se desarrollan las larvas. Así, el gremio de especies xilófagas coloniza las fases más tempranas de la descomposición de la madera; son capaces de fragmentarla y de degradar en parte las moléculas orgánicas complejas que la componen (lignina, celulosa y hemicelulosa). La madera más degradada y mezclada con otros restos orgánicos vegetales es la adecuada para las especies saproxilófagas. Cuando el estado de descomposición de la madera está ya muy avanzado y se acumula en forma de humus, aparecen las especies saprófagas. Un gremio funcional particular lo constituyen los xilomicetófagos, cuyas larvas se alimentan de hongos saproxílicos basidiomicetos, ascomicetos u hongos microscópicos (Stokland *et al.*, 2012) o bien de las distintas fases de descomposición generadas por estos hongos o de sus productos (Alexander, 2008). A estos gremios se les añaden los depredadores especializados en insectos de la madera muerta y los comensalistas.

Los coleópteros saproxílicos pueden agruparse, también, en función del microhábitat o sustrato que ocupan: grandes troncos de coníferas, como *Nacertes carniolica*, oquedades en frondosas viejas mediterráneas, como *Prionychus ater*, hongos saproxílicos de frondosas y coníferas mediterráneas, como *Triplax lacordairii*, bajo cortezas de coníferas, como *Pytho depressus*, etc. (figura 36; EUROPARC-España, 2017a). En general, las frondosas son más ricas en coleópteros saproxílicos asociados a bosques maduros que las coníferas. La especie más amenazada en los pinares mediterráneos, entre los que se incluyen los de pino laricio, es *Buprestis splendens* (anexos II y IV de la Directiva Hábitats), parásito de la madera de coníferas enfermas; esta especie, de la que solo se dispone de tres citas en la península ibérica, podría incluso haberse extinguido (iucnredlist.org). En 7 estudios en bosques centro y norteeuropeos se han descrito abundancias o riqueza elevada de escarabajos saproxílicos en densidades de madera muerta alrededor de los 55 m<sup>3</sup>/ha de media (24 y 140 como valores extremos), con grosores de madera a partir de 10-15 cm de diámetro (Müller y Bütler, 2010).

Entre los dípteros destacan los sírfidos, la familia más abundante asociada a la madera muerta (Micó *et al.*, 2013). Las larvas de los sírfidos saproxílicos son acuáticas o semiacuáticas, asociadas estrechamente a microhábitats forestales como las oquedades en árboles vivos. Dentro de ellas, encuentran acumulaciones de agua temporales o casi permanentes, a la vez que la temperatura y la humedad son más templadas y confortables que al aire libre.

Son muchos los factores que afectan a la diversidad de macroinvertebrados saproxílicos, entre ellos la calidad y la cantidad de madera muerta, y la disponibilidad de microhábitats donde desarrollarse, como oquedades y heridas en árboles vivos (Jonsell *et al.*, 1998; Rotheray y MacGowan, 2000), características asociadas a la madurez. Por esta razón, no es de extrañar que los bosques maduros atesoren más riqueza y abundancia de especies (Martikainen *et al.*, 2000). Por ejemplo, en el Parque Nacional de Cabañeros, los rodales con mayor heterogeneidad de oquedades 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). En el marco del Life+ PINASSA se han hallado señales de insectos saproxílicos en un 26% de la madera en descomposición, un 84% de ellas en rodales maduros. Estas señales correspondían a perforaciones y galerías ubicadas en troncos tumbados o en pie, en ocasiones en tocones cortados, en proporciones bastante parejas entre madera recién muerta o en inicio de descomposición (22%), medianamente descompuesta (29%), totalmente descompuesta (17%) y vieja, dura y apenas descompuesta (28%).



Figura 36. *Prionychus melanarius*, tenebriónido saproxílico de los pinares. Foto: Amador Viñolas.

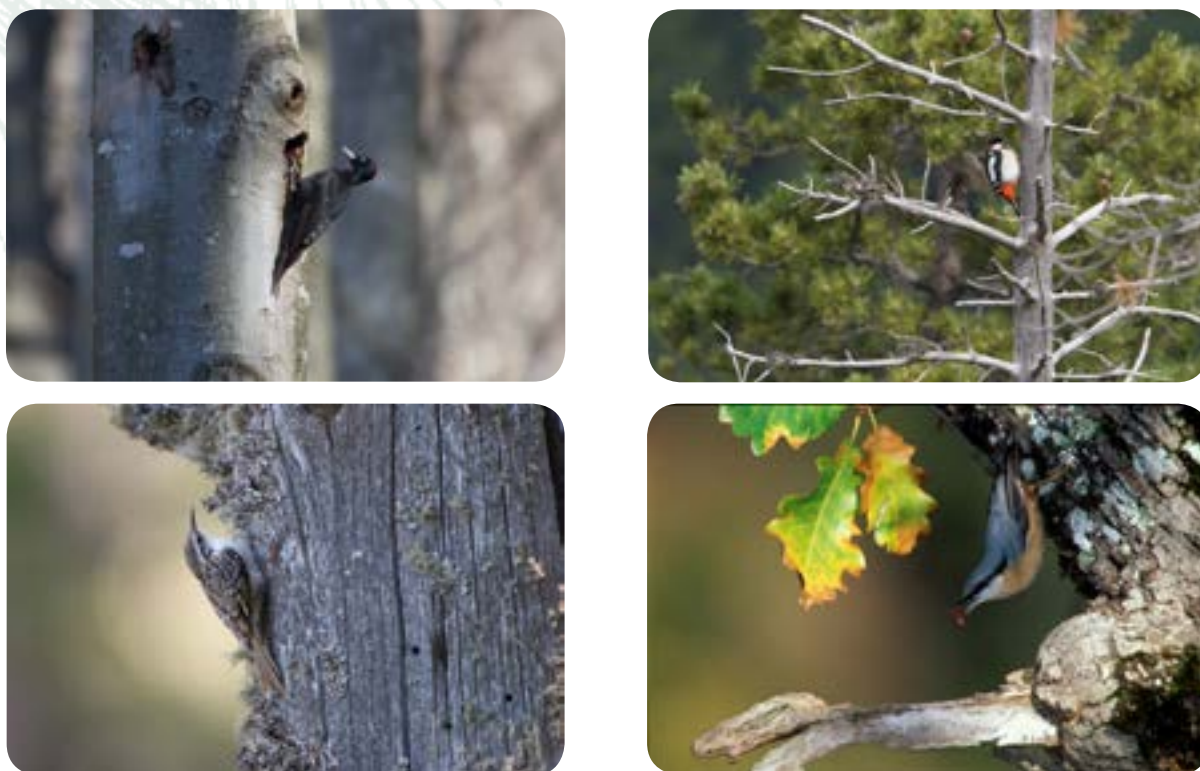
#### 4. 8. Aves

Las aves más representativas de los bosques con características de madurez son las que nidifican en cavidades y se alimentan de invertebrados de la corteza de los árboles (mejor cuanto más gruesos) y de la madera muerta de cierto tamaño. En el caso de los pinares de pino laricio, encontramos los mejores ejemplos en los pícidos (el pito negro en los pinares prepirenaicos y el pico picapinos en todas partes), el cárabo, el trepador azul, el agateador común y el herrerillo capuchino, todas ellas aves cavícolas, es decir, que usan cavidades como nido y dormitorio. De estas aves, los picos son los únicos vertebrados capaces de excavar sus propios nidos en la madera. Si bien el herrerillo capuchino es capaz de ensanchar una cavidad en una estaca muy descompuesta y el trepador azul, reducir el tamaño del agujero y tapar las grietas de la cavidad con albañilería de fango, son los picos las especies clave que proporcionan sus nidos viejos a modo de refugios aptos para otras especies animales, entre las que destacan otras aves cavícolas y los murciélagos, especies o grupos faunísticos que se pueden llamar ocupantes secundarios de cavidades (tabla 3).

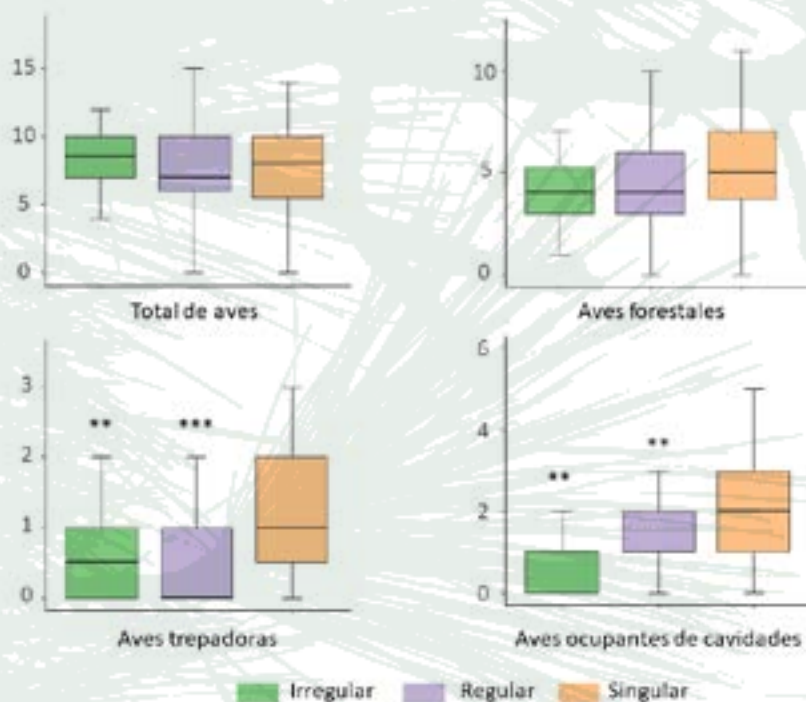
En los rodales con características de madurez se establece, de forma general, una relación positiva y estadísticamente significativa entre la abundancia de aves y la abundancia de árboles de gran tamaño de fuste y copas. La relación afecta al conjunto de la comunidad de aves, pero en particular a los picos y paseriformes ocupantes secundarios de cavidades en árbol (Camprodon, 2014). La ausencia o escasez de árboles de cierto tamaño (superiores a 30 cm de diámetro normal) resulta crítica para algunas especies, como el pito negro o el trepador azul. El arbolado de 35-45 cm de diámetro normal que no supera los 10 pies/ha de media y los 14 m de altura dominante parece un factor determinante (Camprodon *et al.*, 2007).

Las cavidades se forman principalmente en árboles de cierta edad, y cuanto más viejos y decrepitos sean, mejor. También hay una correlación positiva de las aves cavícolas con la madera muerta en pie, que puede formar cavidades por descomposición, sustrato preferido por los picos para construir sus nidos. Por otra parte, los árboles grandes y altos con un ramaje grueso son un buen apoyo para que las rapaces diurnas (el ratonero, el azor, el águila calzada o el águila culebrera) construyan o reutilicen plataformas de ramitas que conforman sus nidos. Estas rapaces pueden ocupar los rodales maduros, pero en la elección del árbol nido pesa más su ubicación en lugares tranquilos, sin apenas visitantes humanos.

En los rodales singulares de pino laricio muestreados por el Life+ PINASSA, las aves que trepan por los troncos (picos, agateador común y trepador azul, **figura 37**) se han considerado las especies que mejor indican la madurez del bosque. Se han observado diferencias muy significativas entre los rodales singulares y el resto de rodales con estructura de fustal alto incluidos en el proyecto (**figura 38**). Estos datos confirman las tendencias apuntadas al principio y pueden atribuirse a la mayor madurez del arbolado de los rodales singulares. Las diferencias siguen siendo estadísticamente significativas si se incluye al conjunto de la comunidad (aves de copas y de sotobosque). Este resultado probablemente puede explicarse por la mayor complejidad estructural de la vegetación asociada a los rodales singulares. En conjunto se trata de especies bastante comunes, en su inmensa mayoría protegidas, pero no amenazadas. La mayoría de especies residen todo el año en el bosque, si bien algunas son estivales y migran en otoño hacia los cuarteles de invierno africanos y otras aparecen —o son más numerosas— en invierno, procedentes de bosques boreoalpinos pirenaicos o de latitudes más norteñas.



**Figura 37.** Aves trepadoras: pito negro (*Dryocopus martius*), pico picapinos (*Dendrocopos major*), agateador común (*Certhia brachydactyla*) y trepador azul (*Sitta europaea*). Fotos: Eudald Solà.



**Figura 38.** Abundancia media de aves (número de aves detectadas en un radio de 50m) en los rodales singulares, rodales irregulares desestructurados y rodales de estructura regular, obtenida mediante estaciones de escucha para caracterizar la comunidad de aves en el marco del Life+ PINASSA. Se han excluido las rapaces a causa de su escasa ocurrencia y detectabilidad. Se indican las diferencias significativas en el análisis de la varianza con respecto a los rodales singulares: \* $p < 0,05$ , \*\* $p < 0,01$ , \*\*\* $p < 0,001$ . El diagrama de caja muestra la mediana, cuartiles 1 y 3, y rango de valores (dentro de 1,5 veces el rango intercuartílico).

**Tabla 3.** Relación de especies comunes de aves reportadas por las estaciones de escucha en rodales singulares de pino laricio. Especialista: ave principalmente de bosque; generalista: ave que además del bosque se encuentra en medios abiertos (matorrales, pastos y/o cultivos); cavidades: ave que cría en agujeros en árbol; copas: ave que cría y/o se alimenta principalmente en copas de árboles; sotobosque: ave que cría y/o se alimenta principalmente en el sotobosque; trepadora: ave que cría y se alimenta en troncos de árboles por los que trepa; roquedos: ave que se alimenta y cría principalmente en afloramientos de roca; suelo: ave que se alimenta y cría en suelo cubierto principalmente por herbáceas. Estival: especie solo presente en época de cría; residente: especie presente todo el año.

Nombre común	Nombre científico	Gremio ecológico	Fenología
Herrerillo común	<i>Cyanistes caeruleus</i>	Especialista/cavidades	Residente
Papamoscas cerrojillo	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Especialista/cavidades	Estival
Torcecuello euroasiático	<i>Jynx torquilla</i>	Especialista/cavidades	Estival
Herrerillo capuchino	<i>Lophophanes cristatus</i>	Especialista/cavidades	Residente
Carbonero común	<i>Parus major</i>	Especialista/cavidades	Residente
Carbonero garrapinos	<i>Periparus ater</i>	Especialista/cavidades	Residente
Mito común	<i>Aegithalos caudatus</i>	Especialista/copas	Residente
Piquituerto común	<i>Loxia curvirostra</i>	Especialista/copas	Residente
Mosquitero papialbo	<i>Phylloscopus bonelli</i>	Especialista/copas	Residente
Mosquitero común	<i>Phylloscopus collybita</i>	Especialista/copas	Residente
Camachuelo común	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Especialista/copas	Residente
Reyezuelo listado	<i>Regulus ignicapillus</i>	Especialista/copas	Residente
Zorzal común	<i>Turdus philomelos</i>	Especialista/copas	Residente
Mirlo capiblanco	<i>Turdus torquatus</i>	Especialista/copas	Residente
Curruca mosquitera	<i>Sylvia borin</i>	Especialista/sotobosque	Residente
Curruca capirotada	<i>Sylvia atricapilla</i>	Especialista/sotobosque	Residente
Agateador común	<i>Certhia brachydactyla</i>	Especialista/trepadora	Residente



Pico picapinos	<i>Dendrocopos major</i>	Especialista/trepadora	Residente
Picamaderos negro	<i>Dryocopos martius</i>	Especialista/trepadora	Residente
Trepador azul	<i>Sitta europaea</i>	Especialista/trepadora	Residente
Bisbita arbóreo	<i>Anthus trivialis</i>	Generalista/copas	Estival
Verderón común	<i>Carduelis chloris</i>	Generalista/copas	Residente
Paloma torcaz	<i>Columba palumbus</i>	Generalista/copas	Residente
Corneja negra	<i>Corvus corone</i>	Generalista/copas	Residente
Cuco común	<i>Cuculus canorus</i>	Generalista/copas	Estival
Pinzón vulgar	<i>Fringilla coelebs</i>	Generalista/copas	Residente
Arrendajo euroasiático	<i>Garrulus glandarius</i>	Generalista/copas	Residente
Papamoscas gris	<i>Muscicapa striata</i>	Generalista/copas	Estival
Oropéndola europea	<i>Oriolus oriolus</i>	Generalista/copas	Estival
Serín verdecillo	<i>Serinus serinus</i>	Generalista/copas	Residente
Tórtola europea	<i>Streptopelia turtur</i>	Generalista/copas	Estival
Zorzal charlo	<i>Turdus viscivorus</i>	Generalista/copas	Residente
Roquero solitario	<i>Monticola solitarius</i>	Generalista/roquedos	Residente
Escribano montesino	<i>Emberiza cia</i>	Generalista/sotobosque	Residente
Petirrojo europeo	<i>Erithacus rubecula</i>	Generalista/sotobosque	Residente
Zarcero políglota	<i>Hippolais polyglotta</i>	Generalista/sotobosque	Estival
Ruiseñor común	<i>Luscinia megarhynchos</i>	Generalista/sotobosque	Estival
Curruca carrasqueña	<i>Sylvia cantillans</i>	Generalista/sotobosque	Residente
Curruca cabecinegra	<i>Sylvia melanocephala</i>	Generalista/sotobosque	Residente
Chochín común	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Generalista/sotobosque	Residente
Mirlo común	<i>Turdus merula</i>	Generalista/sotobosque	Residente
Alondra totovía	<i>Lullula arborea</i>	Generalista/suelo	Residente
Pito real	<i>Picus viridis</i>	Generalista/trepador	Residente
Gorrión común	<i>Passer domesticus</i>	Medios abiertos/cavidades	Residente
Gorrión chillón	<i>Petronia petronia</i>	Medios abiertos/cavidades	Residente
Pardillo común	<i>Carduelis cannabina</i>	Medios abiertos/matorral	Residente
Jilguero europeo	<i>Carduelis carduelis</i>	Medios abiertos/matorral	Residente
Acentor común	<i>Prunella modularis</i>	Medios abiertos/matorral	Residente
Tarabilla común	<i>Saxicola torquata</i>	Medios abiertos/matorral	Residente
Colirrojo tizón	<i>Phoenicurus ochrurus</i>	Medios abiertos/roquedos	Residente
Alondra común	<i>Alauda arvensis</i>	Medios abiertos/suelo	Residente

## 4.9. Murciélagos

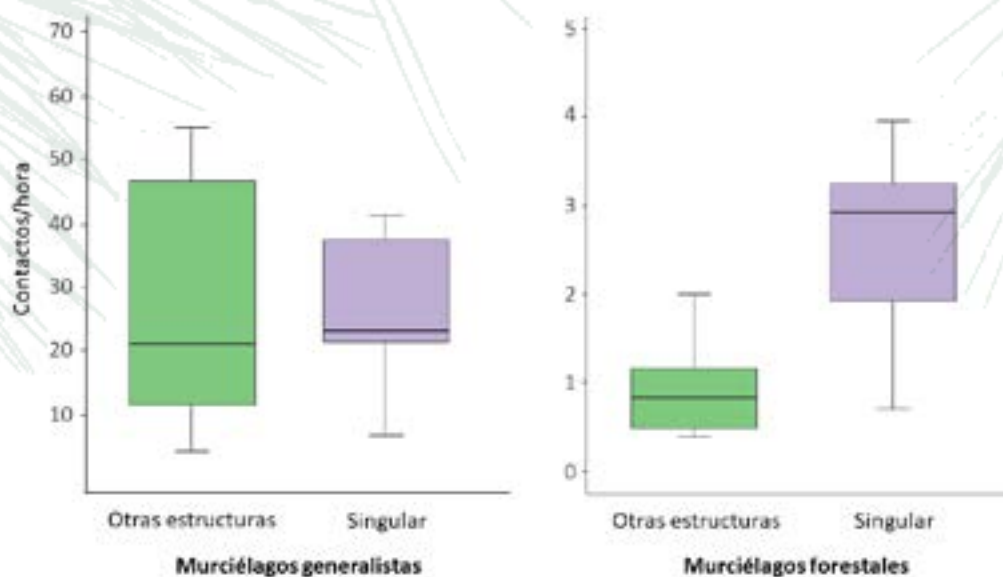
La mayoría de las más de 30 especies de quirópteros ibéricos utilizan los bosques en algún momento de su ciclo vital, ya sea para cazar, aparearse, criar, hibernar o como refugio temporal. Sin embargo, algunas especies están estrechamente ligadas a los ambientes forestales: los denominados murciélagos arborícolas (Guixé & Camprodon (ed.) *et al.*, 2018). Dentro de esta categoría pueden incluirse 10 especies: los tres nóctulos (pequeño, mediano y grande), el murciélago de bosque, el orejudo dorado, los murciélagos ratoneros forestal, bigotudo, bigotudo de Alcathoe, gris itálico y el murciélago de Nathusius.

La capacidad de acogida de un bosque para los murciélagos depende estrechamente de la estructura del arbolado. Las densidades muy elevadas (orientativamente, espaciamiento entre árboles inferior a los 4-6 m) dificultan los desplazamientos, los vuelos de caza y la búsqueda de refugios. Otro factor influyente es la heterogeneidad del perfil vertical de la vegetación y la riqueza florística, que facilita la diversidad de artrópodos

presa. Por último, una variable determinante es la disponibilidad de buenas cavidades en árbol. Este último factor está directamente relacionado con la madurez del bosque. No vale cualquier cavidad: cada especie de quiróptero arborícola tiene sus preferencias: por ejemplo, nidos de picos para los nóctulos, pequeñas oquedades para los orejudos o grietas bajo corteza para el murciélago de bosque. Su supervivencia depende, por lo tanto, de una gran densidad de árboles muertos en pie y árboles de gran diámetro con cavidades. Cuando la disponibilidad de buenas cavidades es limitada, la capacidad de acogida del bosque será menor y la probabilidad de depredación, mayor.

Además, un solo individuo utiliza varias cavidades agrupadas a lo largo del año, con lo cual la abundancia de refugios ha de ser notoria. En consecuencia, una riqueza y/o abundancia elevada en murciélagos arborícolas puede utilizarse como indicativa de la diversificación y abundancia de cavidades en árbol del bosque. Por el contrario, la abundancia de especies generalistas de murciélagos (que además de los bosques ocupan otros hábitats) no está relacionada necesariamente con la madurez del rodal, ya que pueden cazar y desplazarse por las masas arboladas y refugiarse en fisuras de roca, edificios y cavernas.

En bosques de pino laricio de Cataluña se han detectado hasta 15 especies de murciélagos, de los cuales cinco son especialistas forestales: *Myotis bechsteinii*, *Myotis cf. nattereri*, *Nyctalus lasiopterus*, *Nyctalus leisleri* y *Plecotus auritus*. Aun teniendo en cuenta que la riqueza de especies y la actividad de vuelo, registradas durante las estaciones de grabación de ultrasonidos, son más elevadas en los rodales singulares, no se establecen diferencias significativas con respecto a los rodales de estructura irregular desestructurados. Sí se establecen diferencias significativas en actividad de especialistas forestales entre estas dos tipologías de bosque (**figura 39**). Puede deducirse que los murciélagos generalistas, que campean tanto por zonas forestales como en campo abierto, no discriminan entre estructuras más o menos maduras. Estas especies pueden refugiarse en cavidades en árbol, pero en su mayoría frecuentan más las cuevas, fisuras de roca y edificios. Por el contrario, los especialistas forestales solo o principalmente utilizan las cavidades en árbol como refugio, a pesar de que pueden campear tanto en el interior del bosque como por espacios abiertos para cazar o desplazarse.



**Figura 39.** Actividad media de vuelo (contactos por hora de grabación de ultrasonidos) de quirópteros generalistas y especialistas forestales, registrada como contactos por hora de grabación de ultrasonidos en rodales singulares y rodales de estructura irregular desestructurada. El diagrama de caja muestra la mediana, cuartiles 1 y 3, y rango de valores (dentro de 1,5 veces el rango intercuartílico).



**Figura 40.** Murciélago de Bechstein (*Myotis bechsteinii*), murciélago arborícola hallado con cría en un rodal maduro de la ZEC «Obagues de la riera de Madrona» durante la prospección de murciélagos del Life+ PINASSA. Foto: Jordi Bas.



**Figura 41.** Murciélago de bosque (*Barbastella barbastellus*) y orejudo dorado (*Plecotus auritus*), dos especies de quirópteros arborícolas. Fotos: Luis Lorente y David Guixé.

#### 4.10. Grandes mamíferos

Los grandes herbívoros forman parte de la biocenosis de los pinares de pino laricio, como la cabra montés en Els Ports. Las poblaciones de ungulados se ven favorecidas por la heterogeneidad espacial de los montes con bosques de pino laricio, que combinan zonas boscosas de vegetación leñosa densa, con rodales maduros con apertura de copas y sotobosque herbáceo, con espacios abiertos de matorral y pasto, crestas rocosas y cañones. Además, la dinámica natural de incendios recurrentes de superficie, a los que se adaptan bien los rodales maduros, proporciona espacios de pasto. En estas condiciones, los grandes herbívoros cubren ampliamente sus necesidades ecológicas estacionales de alimentación, cría y refugio.

Entre los carnívoros, la gineta y la garduña han recuperado sus poblaciones desde que no son perseguidas por su piel y los bosques han recuperado terreno. Estos carnívoros de mediano tamaño regulan las poblaciones de roedores, junto con el escaso gato montés. Sin embargo, la escasez de grandes carnívoros (lobo y lince) en el área de distribución de los pinares de pino laricio puede provocar un excesivo aumento de las poblaciones de ungulados y suponer un problema importante en la dinámica forestal: una excesiva carga de herbívoros puede afectar negativamente a la regeneración (Regato y Del Río, 2009). Un monte sin estos grandes carnívoros mostrará una naturalidad incompleta. Los herbívoros responden a una dinámica poblacional dependiente de su densidad. En ausencia de predadores, las poblaciones de herbívoros se regulan por competencia dentro de la población y por enfermedades y parásitos, con mayores efectos cuando las densidades de animales son mayores. Pero sin la presión de los depredadores y el miedo constante a ser devorados (que se experimenta a diario y provoca desplazamientos de una zona a otra), las poblaciones de ungulados tienden a crecer desproporcionadamente hasta que superan la capacidad de carga del medio, causan daños a la vegetación y alteran la silvogénesis.

La gestión de ungulados mediante la caza no sustituye completamente a los depredadores si no se realiza de manera constante y planificada. A diferencia de los depredadores, que responden de inmediato a variaciones en la abundancia de sus presas, la caza es una respuesta retardada. Por consiguiente, la presencia de los grandes carnívoros podría restablecer las dinámicas entre bosque, herbívoros y depredadores.



**Figura 42.** Cría de corzo (*Capreolus capreolus*) en bosque de pino laricio de la sierra del Boumort y cabra montés (*Capra hispanica*) del Parque Natural de Els Ports. Fotos: Davi Guixé y Jordi Bas.



5 .  
Valores  
culturales  
del hábitat

---

## 5. Valores culturales del hábitat

En la mayoría de los rodales maduros de pino laricio se realizaron aprovechamientos madereros hasta la segunda mitad del siglo xx. En los rodales septentrionales de titularidad privada, en el pasado se efectuaron varias cortas por entresaca cada 15-20 años. En los rodales públicos, que pertenecen a distintos ayuntamientos o bien son montes de la Generalitat de Catalunya, se reflejan diferentes gestiones en función de los diferentes intereses. Estos rodales forman parte del extenso paisaje forestal de Els Ports, donde se realizaron aprovechamientos forestales durante largos periodos. Las últimas actuaciones de alta intensidad se llevaron a cabo a mediados del siglo xx para la producción de traviesas de vías férreas. Por ejemplo, en los rodales de Bassís de Caro y Mola Castellona (Roquetes) actualmente no se observan señales de aprovechamientos, pero sí señales de fuego de superficie. En los rodales de Clot de l'Hospital y Replanell se observan restos de tocones de una intervención efectuada en la década de los sesenta del pasado siglo. Muy de vez en cuando se encuentran bases de árboles viejos parcialmente ahuecados para obtener tea (figura 43).

Algunos de estos pinares meridionales, en especial los emplazados en peor calidad de estación ecológica, como Montsagre y Pinarisses (Els Ports) y Cosp (sierra de Cardó), se han aprovechado secularmente para pastoreo. Durante las décadas de los cuarenta y cincuenta del siglo xx pastoreaban en estos rodales singulares de Els Ports hasta 16 rebaños de oveja. En la actualidad, la carga ganadera es moderada, pero se ha sustituido la oveja por la vaca. Parte de la cabaña es de raza avileña, que tiende a sustituir a la poco adaptada vaca charolesa, procedente de la estabulación. El pinar de Cosp se ha pastoreado secularmente con rebaños de cabra blanca de Rasquera, una raza autóctona local. La continuidad del pastoreo, desde tiempos medievales, propiciaba la conservación de un arbolado maduro, con una estructura de baja densidad y adehesada en parte. El pinar de Cosp es contiguo a una de las tejedas más viejas de la península ibérica, donde los pastores tenían la costumbre de podar ramas de tejo como ramón para las cabras y aprovechar la sombra de los tejos como reposo estival. En los últimos años han disminuido drásticamente los rebaños de cabra blanca en Cardó y, con ello, el pastoreo en el pinar maduro de Cosp. Los abrevaderos del ganado tradicionalmente se construían en Cardó y Els Ports con troncos acanalados, a menudo de pino laricio. En los rodales singulares no se encuentran muros de piedra seca o cabañas de pastor, que sí se hallan en rodales de pino laricio próximos o no muy lejanos, como vestigios de antiguas cubiertas vegetales en lo que hoy son bosques jóvenes.



**Figura 43.** Horno de pez y alquitrán en el rodal singular de Bassís de Caro y tronco de donde se extraía la tea para el horno (Parque Natural de Els Ports). Fotos: Jordi Bas.



# 6.

**Cómo mejorar  
la conservación  
de los rodales  
a largo plazo**

---

## 6. Cómo mejorar la conservación de los rodales a largo plazo

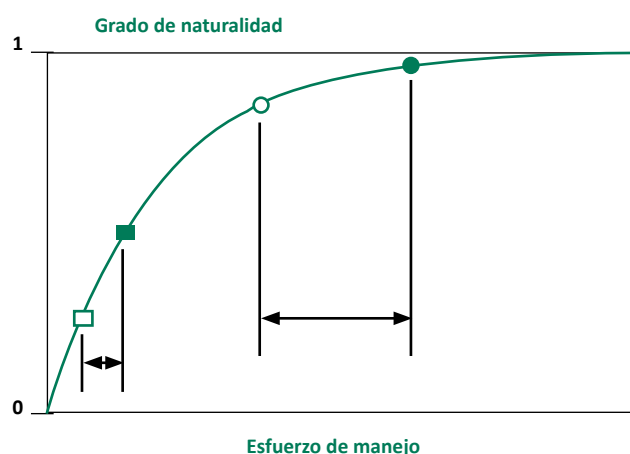
### 6.1. Manejo silvícola y pastoral

La primera fase en la gestión forestal para la conservación de rodales singulares consiste en su identificación dentro de su ámbito de actuación. Para esta labor se proponen distintas metodologías de inventario en el capítulo 7. Una vez identificados, deben fijarse unos objetivos de gestión adaptados a cada caso que garanticen la conservación de su singularidad a largo plazo, que incluyan la regulación del uso social y del seguimiento científico. Cuando el objetivo prioritario de la gestión<sup>1</sup> de los bosques singulares es el mantenimiento y la potenciación de sus características de singularidad, pueden adoptarse distintas medidas de gestión específicas. Cuando la singularidad está definida por la conservación de cierta estructura de madurez del hábitat condicionada por la gestión silvícola o pascícola, deberán establecerse los criterios técnicos más adecuados para mantener estas actividades.

El pastoreo es una herramienta de gestión que ha condicionado secularmente la estructura de algunos rodales maduros de pino laricio, por ejemplo, en Els Ports o la sierra de Cardó. Puede compatibilizarse con el mantenimiento de arbolado maduro en baja densidad o en estructuras adhesadas. Las cargas ganaderas adecuadas y la rotación del ganado permitirán regular el efecto sobre el sotobosque y el regenerado. En caso de que se identifiquen especies de flora amenazada o rara sensibles al diente o pisoteo del ganado, es recomendable excluir la zona del pastoreo de forma temporal o permanente mediante la circulación del ganado por otros enclaves o con cercados de exclusión que protejan a individuos o pequeños núcleos de población.

### 6.2. Preparación de los rodales para una dinámica natural

Si el objetivo es avanzar en un grado máximo de naturalidad, la gestión de un rodal o bosque se orientaría hacia una dinámica libre de intervenciones. Sin embargo, pueden efectuarse tratamientos silvícolas orientados a preparar estos rodales para estados más avanzados de naturalidad, el incremento de la resiliencia a las perturbaciones y/o una mejor adaptación al cambio climático. Es importante que estas actuaciones obedezcan a objetivos específicos y fundamentados (EUROPARC-España, 2017a). Por ejemplo, puede decidirse generar madera muerta mediante el anillado de algunos pies para incrementar las poblaciones de una especie saxofítica amenazada o la disponibilidad a corto plazo de este recurso cuando la gestión pretérita lo haya retirado. Otra acción justificable puede ser regular la competencia sobre los árboles de mejor conformación biológica para mejorar el proceso de maduración del rodal. Estas intervenciones puntuales acostumbran a ser más eficientes en estadios poco avanzados de naturalidad o en las primeras fases de aparición de una determinada perturbación (figura 44).



**Figura 44.** El esfuerzo requerido para aumentar la naturalidad de un rodal depende del tipo de cambio, pero también de su naturalidad inicial. Por ejemplo, es más fácil duplicar la naturalidad de un rodal joven (cuadrados) que aumentar la naturalidad de un bosque viejo (círculos). Original de Gilg (2005), redibujado.

Otras intervenciones finalistas pueden comprender la apertura de claros en masas poco evolucionadas y homogéneas y la eliminación de especies exóticas. Este último caso sería especialmente necesario y de intervención inmediata en caso de especies de marcado carácter invasor. La técnica que se utilice debe escogerse cuidadosamente para ocasionar el mínimo impacto sobre el suelo, las aguas y otras especies.



Afortunadamente, las actuaciones pueden apoyarse en la cobertura de copas, que reduce la probabilidad de implantación de especies vegetales invasoras, por ocupación del espacio y por exclusión de las más heliófilas.

Los rodales o bosques a evolución libre deberían estar excluidos de recolección de setas u otros componentes tanto de su biocenosis como de su biotopo. Tampoco sería conveniente la plantación de especies exóticas o la introducción de especies con objetivo cinegético en su interior o inmediaciones. Solo en casos muy justificados, recogidos a ser posible en un plan de conservación, puede preverse el refuerzo poblacional de especies vegetales y animales propias de la estación ecológica y del estado sucesional en que se encuentre el hábitat. En el caso de plantación de especies vegetales, como plantones de especies de escasa capacidad de regeneración o dispersión, el material de base debería obtenerse de la misma zona biogeográfica de procedencia (regulada por decreto). Sin embargo, en la práctica y a largo plazo, suele resultar más eficiente propiciar la regeneración natural y su protección que plantar.

Si la ocasión lo requiere, puede preverse la integración de elementos de obra para protección contra la erosión con la máxima naturalización posible (fajinas leñosas o muros de piedra seca) o tratamientos sanitarios de árboles monumentales. En los rodales maduros también deben considerarse los elementos culturales de valor patrimonial, como la presencia de viejos árboles trasmochos, así como elementos constructivos tales como yacimientos arqueológicos. Finalmente, el uso social es compatible con la dinámica libre, siempre que las visitas se enmarquen dentro de la capacidad de carga del hábitat. Por ejemplo, son habituales los senderos autoguiados en bosques a dinámica libre americanos y europeos, a menudo parcialmente emplazados en pasarelas de madera para sortear desniveles, encharcamientos y evitar el pisoteo sobre los mantos de musgos, líquenes o fanerógamas.

La toma de decisiones sobre la gestión que debe llevarse a cabo en los rodales singulares del Life+ PINASSA se ha diseñado teniendo en cuenta los objetivos concretos de esta acción y la estructura ecológica de cada rodal. El criterio principal a aplicar se ha basado en que toda actuación de carácter silvícola, de restauración ecológica o de regulación del uso social debía encaminarse a conservar a largo plazo y potenciar las variables estructurales de madurez y los procesos ecológicos propios de una evolución libre del bosque: crecimiento y envejecimiento del arbolado, ciclo de generación de madera muerta, procesos naturales de regeneración, formación, destrucción y recambio de microhábitats, dinámica de la vegetación acompañante, etc.

#### **Cuadro 10. Actuaciones silvícolas en los rodales singulares del Life+ PINASSA**

En este contexto, el Life+ PINASSA programó intervenciones puntuales de generación de madera muerta y regulación de la competencia en rodales singulares. Las intervenciones silvícolas se enfocaron como únicas y finalistas, sin previsión de efectuar otras, a menos que en un futuro se estimen necesarias para reforzar los valores singulares del rodal, para la prevención de incendios o con vistas a una mejora en la regulación del uso social. Toda intervención futura posterior al Life+ PINASSA se debería acordar entre la propiedad y los organismos administrativos de gestión forestal y de conservación de la naturaleza.

En el primer caso, el proyecto se centró en dos de los pinares pastoreados de titularidad municipal de Els Ports, con escasa madera muerta y organismos saproxílicos. El objetivo era incrementar la madera muerta como componente característico de los rodales maduros, a la vez que se estimaba interesante efectuar el seguimiento del proceso de decaimiento de los árboles anillados y su colonización por biota (**figura 45**). Las prescripciones iniciales fijaron una generación de un máximo de 10 pies/ha de madera muerta en pie de clase diamétrica mínima 20 cm. Finalmente, se anillaron 2,2 y 3,3 pies/ha por cada rodal (reducción del área basimétrica inferior al 1%), prestando atención a la baja densidad de arbolado vivo y a la preexistencia de madera muerta dispersa por el rodal (15,6 y 13,4 troncos/ha para cada rodal de madera en suelo de, por lo menos, 15 cm de diámetro normal; 0,4 y 2,5 pies/ha de árboles muertos en pie de, al menos, 20 cm de diámetro normal).

En el segundo caso, se trataba de un rodal que escasamente superaba los 100 años de edad, con intervenciones silvícolas hasta los años setenta del siglo pasado en una finca privada de la comarca del Solsonès. El objetivo era facilitar el crecimiento en madurez del arbolado, muy condicionado por las intervenciones históricas, con vistas a dejarlo a dinámica natural a partir de este tratamiento. Se realizó una clara selectiva suave centrada en eliminar los competidores directos de los árboles de mejor provenir: pinos dominantes de porte más estable y copas más equilibradas, así como robles de gran tamaño. Se cortaron 127 pies/ha, que representaban una reducción del 10% de la densidad inicial y un 3,4% del área basimétrica inicial de pies vivos. Se respetaron los árboles con hiedras en tronco, cavidades o nidos. Los árboles seleccionados para su eliminación se anillaron o bien, cerca de los caminos, se dejaron tumbados *in situ*. Los árboles a apaar se cortaron a 40-50 cm de altura para generar tocones altos para favorecer a hongos e invertebrados saproxílicos y flora epífita. La generación de madera muerta permitía incrementar las variables de madurez, a causa de la baja densidad de la misma contabilizada en los inventarios previos (unos 7,2 troncos/ha en suelo y 1,5 árboles muertos/ha en pie).

<sup>1</sup> Se entiende por *gestionar*, en este ámbito, llevar adelante un proyecto, ocuparse de su administración, planificación, funcionamiento y seguimiento, sin que tenga necesariamente que conllevar una intervención silvícola o de otra índole que modifique la estructura del bosque.



**Figura 45.** Tronco anillado para su decaimiento en pie. Árbol cortado con el tocón alto para favorecer a la biota epífita y saproxílica.  
Fotos: Jordi Camprodon.

### 6.3. Introducción de la dinámica natural de incendios de baja intensidad

Los bosques maduros de pino laricio son altamente sensibles a los grandes incendios forestales, que han restringido drásticamente su área de distribución en Cataluña. El pino laricio muestra una gran dificultad de recuperación tras intensos fuegos de copas (Retana *et al.*, 2002). Por el contrario, son resistentes al paso de incendios naturales recurrentes de baja intensidad (Fulé *et al.*, 2008). Así lo indican las heridas provocadas por el fuego en pinos adultos del Sistema Prelitoral Meridional catalán. Las tormentas secas de montaña, con abundantes rayos, a menudo provocan incendios de escasa longitud de llama y lenta velocidad de propagación. A veces se apagan de forma natural sin afectar a las copas de los árboles adultos, pero habiendo quemado total o parcialmente el sotobosque. Existe la posibilidad, en determinados casos, de recuperar esta dinámica, dejando quemar de forma vigilada estos fuegos naturales. También cabe la posibilidad, más controlada, de emular la dinámica natural del fuego de baja intensidad mediante quemas prescritas en rodales con cierto grado de madurez y señales de la acción de fuegos naturales. Esta acción se ha desarrollado de forma demostrativa por el Life+ PINASSA en rodales singulares de Els Ports y Cardó (**figura 14**).

### 6.4. Regulación del uso social

El uso social en los rodales singulares de pino laricio es relativamente limitado en la actualidad, pero no está exento de riesgos: desechos, incendios, erosión, molestias a la fauna, extracción de elementos de biodiversidad, etc. Existe cierta frecuentación recreativa en estos rodales por buscadores de setas, senderistas, naturalistas y cazadores. No se estima conveniente potenciar el uso social de los rodales singulares de forma indiscriminada. Por ejemplo, en el marco del Life+ PINASSA se ha evitado la edición de folletos que detallen su ubicación. En cada caso se pactaba con la propiedad la regulación del uso social. En el caso de rodales en fincas privadas, las personas propietarias expresaron su voluntad de no estimular el uso social más allá de las visitas guiadas de carácter técnico y el seguimiento científico.

En los rodales de titularidad pública se acordó con la propiedad y los servicios de gestión de los espacios naturales con protección especial que solo se estimulasen las visitas guiadas en ciertos rodales demostrativos donde existan vías de acceso (caminos rodados o senderos). Las visitas guiadas a estos rodales con accesos pueden integrarse en la oferta de actividades de empresas de guías naturalistas y establecimientos de turismo rural. Estas actividades contarían con el asesoramiento técnico de los servicios de gestión del espacio y del Life+ PINASSA para orientar el contenido y los mensajes de las visitas. En esta línea, en dos de estos rodales emplazados en el Parque Natural de Els Ports se instalaron sendos paneles informativos de pequeño formato (atril) que exponían la singularidad del rodal (**figura 46**). Estas actuaciones se han llevado a cabo lejos de las zonas de cría de especies amenazadas y de las localidades de flora sensible y amenazada. Para más información, puede consultarse el plan de uso social de los rodales singulares elaborado por el Life+ PINASSA ([www.lifepinassa.eu](http://www.lifepinassa.eu)).



**Figura 46.** Panel de pequeño formato en el sendero del rodal singular del Barranc de la Galera – Replanellars (Parque Natural de Els Ports). Foto: Jordi Bas.

### 6.5. Seguimiento científico

En los rodales singulares se realizaron inventarios dasométricos, de coberturas por estratos de vegetación, madera muerta, cavidades en árbol y organismos indicadores. Estos inventarios están georreferenciados y permiten un seguimiento a largo plazo. El monitoreo científico es especialmente interesante desde el punto de vista de aprendizaje de dinámicas asociadas a la madurez, a la vez que proporciona una vigilancia de procesos que pudieran perturbar estos ecosistemas, como la aparición de especies exóticas invasoras.

En algunos rodales se instalaron refugios para murciélagos. Las cajas son un recurso muy interesante para el seguimiento de poblaciones, la educación ambiental y la conservación de la biodiversidad, especialmente en rodales con escasez de cavidades naturales. Solamente en caso de presencia de poblaciones de especies amenazadas dentro del rodal o de seguimiento científico, estaría justificada la instalación de refugios en rodales a evolución libre, ya que, en general, no se recomienda la instalación por defecto de cajas o refugios artificiales para aves o murciélagos, al tratarse de elementos externos al hábitat.





# 7.

## Evaluación de la madurez de un rodal

---

## 7. Evaluación de la madurez de un rodal

La identificación de la singularidad en madurez de un rodal puede ejercerse, en primera instancia, mediante la experiencia adquirida en campo y a través de la observación y la recogida de datos en inventarios convencionales (criterio experto). La segunda opción, también válida para personal técnico especializado, es determinar la madurez de un rodal mediante una evaluación cuantitativa especialmente diseñada. A continuación, se describen dos modelos que combinan las dos opciones antes señaladas: una **primera evaluación cualitativa** por criterio experto (o fase de prospección) y una **segunda valoración cuantitativa** mediante inventario con parcelas de muestreo, propuestas por el Life REDBOSQUES (EUROPARC-España, 2017b). La primera permite evaluar rápidamente si un rodal candidato cumple con unas características suficientes de madurez. El inventario permite cuantificar de forma completa un rodal maduro en campo y compararlo con otros rodales e inventarios de referencia. Para más detalle de los datos a tomar, se puede acceder al sitio web del proyecto REDBOSQUES ([www.redbosques.eu](http://www.redbosques.eu)).

### 7.1. Evaluación cualitativa: ¿cumple el rodal con criterios de madurez?

Se trata de una prospección preliminar para identificar rodales maduros basándose en algunos criterios cualitativos. Se realiza, generalmente, a partir del conocimiento existente sobre el terreno por parte de los gestores de áreas protegidas, gestores forestales y guardería.

Para la evaluación del rodal se realiza un transecto que pueda recorrerlo todo, si es menor de 1 ha, o bien se escogen las zonas más maduras (si es muy heterogéneo, la distinción en subrodales se efectuará en la siguiente fase).

Se utilizan varios indicadores, correspondientes a las principales variables de naturalidad asociada a los rodales maduros. A cada uno de los indicadores se le asigna una puntuación si supera un umbral mínimo, que se establece para cada indicador. Se establece una puntuación mínima que decide si el rodal candidato reúne suficientes indicios de naturalidad. Para un ejemplo de aplicación de puntuación mediante umbrales puede consultarse el proyecto Life REDCAPACITA (2015).

Deben tenerse en cuenta indicios de la huella humana. Idealmente debería tratarse de rodales que han sido siempre bosque y en los que no haya habido aprovechamientos o estos hayan cesado hace mucho tiempo (décadas).

#### A) Características básicas del rodal

Localidad, coordenadas UTM de un punto central del rodal y superficie aproximada.

Breve descripción del bosque, indicando su especie arbórea principal y si existen otras especies arbóreas o especies de flora características de la comunidad vegetal o de la estación ecológica. Por ejemplo:

Pinar maduro de *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* con abundantes árboles gruesos (> 40 cm de diámetro normal) y madera muerta en pie. Presencia de *Pinus sylvestris* codominante con cobertura del 15%.

#### B) Indicadores estructurales de naturalidad

Número de especies arbóreas presentes, con indicación de su cobertura. Se considera especie arbórea toda aquella que, de manera habitual, crece de un solo fuste y alcanza una altura mayor de 5 m. Se incluyen en esta categoría las especies leñosas que, de forma excepcional, según la región u otras características del terreno, desarrollen un porte arbóreo.

Diversidad estructural. Debe indicarse si la forma principal de la masa se considera regular, más o menos irregular o adhesionada. Regular: el 90% de los pies pertenecen a una sola clase artificial de edad. Semirregular: el 90% de los pies pertenecen a dos clases artificiales de edad consecutivas. Irregular: todas las clases de edad artificiales están presentes en la masa o al menos el 90% de los pies pertenecen a 3 clases de edad cíclicamente contiguas. Adhesionada: masa con árboles de tamaño grande y dispersos, a menudo de porte bajo; tradicionalmente, las dehesas se han dedicado al pastoreo bajo cubierta arbolada.

Número de estratos verticales del arbolado: 1) estrato inferior ( $< 1/3$  de la Ho del rodal); estrato medio (entre  $1/3$  y  $2/3$  de la Ho) y estrato superior ( $> 2/3$  de la Ho). Para considerar un estrato vertical debe tener una cobertura de, por lo menos, un 20%.

Número de árboles de diámetro excepcional. Poseen un diámetro normal superior a tres veces la altura dominante del rodal.

Madera muerta en pie. Desde árboles recién muertos con todas sus ramas hasta estacas (troncos muertos desramados), a partir de la clase diamétrica 17,5 cm.

Madera muerta en suelo. Troncos o ramas gruesas con diámetro a la mitad de su longitud mayor de 17,5 cm.

Para facilitar el conteo de madera muerta en pie y en suelo puede indicarse solo hasta el número mínimo que señala el umbral fijado para estos indicadores.

Pies vivos con microhábitats: véase la **tabla 4**. Se deberá indicar solo hasta el número mínimo que señala el umbral fijado para estos indicadores.

Existencia de claros (*gaps*) en el dosel superior que tengan su origen en perturbaciones naturales por la caída de árboles, aludes e incendios. Se estimará su cobertura. No se considerarán los huecos debidos a discontinuidades en el medio físico, por ejemplo, por la presencia de canchales o afloramientos rocosos.

Plantones. Cobertura de plantas o plantones de especies arbóreas con una altura mayor de 10 cm y con un diámetro normal inferior a 2,5 cm. No se consideran las plántulas recién germinadas o aún no establecidas.

Regenerado avanzado. Cobertura de arbolado de la clase diamétrica 5 (diámetro  $> 2,5$  cm y  $< 7,5$  cm).

## 7.2. Valoración cuantitativa mediante inventario

La valoración cuantitativa mediante inventario se aplica a los rodales seleccionados en la fase de prospección, a partir de un conjunto de indicadores cuantitativos, que permite la caracterización de los parámetros estructurales de la madurez del rodal, su seguimiento a largo plazo y su comparación con otros rodales. Puede realizarse mediante parcelas permanentes, que requieren un importante esfuerzo en campo, o a través de estimación pericial, de muestreo más simple (**figura 47**).

### Cuadro 11. Resumen de datos de inventario para la caracterización cuantitativa de rodales singulares por su madurez. Adaptado de EUROPARC-España, 2017b.

- Datos generales del rodal
- Metodología de muestreo
- Indicadores de procesos ecosistémicos
  - o Vegetación
  - o Continuidad temporal del bosque y tiempo sin intervención
  - o Estructura de la masa
  - o Madera muerta
  - o Microhábitats en árboles vivos
  - o Estratos verticales
  - o Aperturas en el dosel y regeneración
- Huella humana
  - o Anterior a 1956
  - o Desde 1956 hasta la actualidad
  - o Presiones previsibles en los próximos 50 años

Pueden incluirse datos sobre litología, suelo y variables climáticas. Puede ampliarse el muestreo con inventarios más exhaustivos de la vegetación o de indicadores biológicos, así como con una cartografía detallada, por ejemplo, mediante vuelos de dron o fotografías aéreas en 3D.

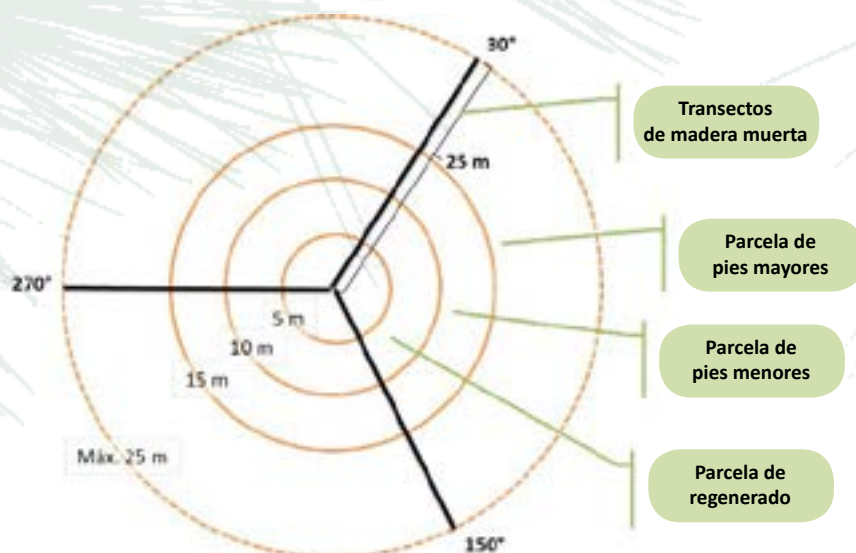
## 7.2.1 Parcela de muestreo e identificación pericial mediante transecto

### Parcela

Se adapta a la superficie del rodal. Se recomiendan fracciones de muestreo elevadas (entre 5% y 10% de la superficie total del rodal) para poder caracterizar adecuadamente la heterogeneidad. Son preferibles las parcelas circulares, que es la forma geométrica que presenta una relación perímetro-área menor, con lo que se minimiza el error de contar o no un árbol que se encuentra en el límite de la parcela. Además, son más fáciles de plantear en el campo. Se recomienda que las parcelas tengan de 15 a 25 m de radio, para que puedan incluir varios árboles de gran tamaño. La forma cuadrada o rectangular es una buena alternativa para parcelas grandes (entre 625 y 2.500 m<sup>2</sup>), aunque es más laborioso de delimitar y es más complejo corregir la pendiente *in situ*. Para parcelas de seguimiento, pueden delimitarse con marcas de pintura en los árboles, hitos o mojones en los vértices (cuadrados) o en el centro (circulares).

### Transecto

A lo largo de un transecto lineal se establecen puntos de muestreo equidistantes. En cada punto se miden las variables para el cálculo posterior de los indicadores para el conjunto del rodal. La longitud del transecto depende de la superficie del rodal a caracterizar. Para ello, se estima suficiente recorrer entre 250 y 500 m para prospectar un 1 ha de rodal. El ancho del transecto dependerá de lo accidentado del terreno y de la visibilidad de los árboles desde el eje central del transecto. EUROPARC-España (2018) recomienda la ubicación del transecto en las zonas más maduras del rodal, para así asegurar que se incluyen las zonas referentes de lo más excepcional del rodal.



**Figura 47.** Representación esquemática de una parcela circular. El muestreo de pies vivos se efectúa a distintos radios concéntricos. Las líneas negras representan los transectos para el muestreo de madera muerta en el suelo. En la estimación pericial se disponen uno o varios transectos siguiendo las curvas de nivel (ver por ejemplo **figura 28**) para que en conjunto se recorra una distancia con un ancho de banda suficiente que cubra aproximadamente una hectárea. Original de EUROPARC-España 2017.

Para maximizar la eficiencia del muestreo en una parcela, conviene llevar a cabo las mediciones de las distintas variables estructurales en diferentes unidades de superficie, por ejemplo, radios concéntricos (**figura 47**): 15-25 m para pies mayores y estratos de vegetación, 10 m para pies menores (clases diamétricas 10 y 15) y 5 m para regenerado (plántulas y pies de clase diamétrica 5). La madera muerta, las cavidades y otros microhábitats son variables generalmente escasas y agregadas. Para valorar su calidad (tipología, grado de descomposición, elementos bióticos, etc.) puede ser suficiente su medición dentro de las parcelas de 15 m de radio o a lo largo de los transectos radiales dentro de esta parcela.

En la identificación pericial se miden las variables indicadoras dentro de la banda de censo definida a lo largo del transecto que recorre el rodal. En el caso concreto del área basimétrica de pies vivos y el número de estratos verticales de vegetación leñosa, se miden en puntos de muestreo equidistante a lo largo del eje del



transecto. Estos puntos se emplazan cada 50 m, empezando a los 25 m del inicio del transecto. EUROPARC-España (2018) estima que no son necesarios más de 10 puntos, de forma independiente a la longitud de total del transecto. Si esta va a ser mayor de 600 metros, conviene aumentar la equidistancia entre los puntos.

### 7.2.2 Indicadores de naturalidad

En la ficha del rodal se calcularán las siguientes variables:

**Número de especies arbóreas** autóctonas presentes en el dosel principal y en el subpiso del rodal.

Área basal. Pueden agruparse por clases de tamaño. Por ejemplo, delgados (de 17,5 a 35,3 cm de diámetro normal), medianos (de 35,3 a 53,2 cm) y gruesos (> 53,2 cm).

**Número de clases diamétricas** de pies mayores vivos, calculadas a partir del **diámetro normal (Dn)**  $\geq 17,5$  cm (clase diamétrica 20).

**Altura dominante (Ho)** de la especie o dos especies más abundantes en área basal, ya sean las que integren el dosel superior o si están en un subpiso en las parcelas.

**Volumen de árboles vivos** (estimador de la biomasa aérea viva) por hectárea, teniendo en cuenta solo los pies con Dn mayor de 17,5 cm.

**Número de estratos de vegetación leñosa.** Solo se contabilizará un estrato cuando su fracción de cubida cubierta (FCC) sea superior al 20%.

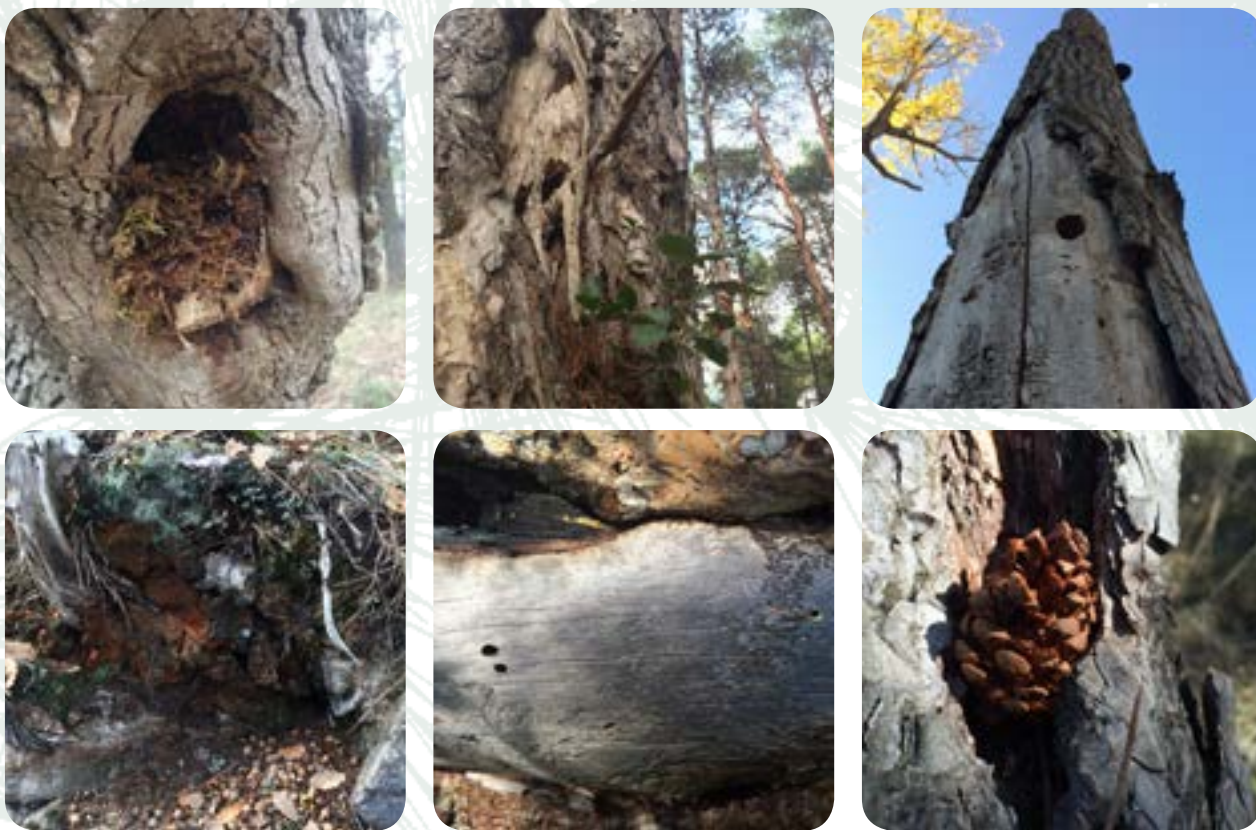
**Árboles excepcionales.** Se consignará el número de pies por hectárea cuyo Dn es mayor o igual que el diámetro máximo teórico (TTGB), calculado en función de la altura dominante. El TTGB es una expresión teórica de la potencialidad de la estación para el arbolado grueso. Se define como aquel árbol con relación  $H_o/D_n < 0,33$ , es decir, un diámetro a 1,30 m del suelo mayor en centímetros a tres veces la altura de la población adulta dominante en metros. Por ejemplo, para una altura dominante de 26 m, el TTGB adopta un valor de  $26 \times 3 \approx 80$  cm.

**Volumen de madera muerta en pie y en el suelo.** En metros cúbicos por hectárea partir de Dn 17,5 cm. También se calcula el porcentaje (%) de volumen de madera muerta total en relación con la viva. Se incluyen troncos y ramas gruesas en pie, en suelo o suspendidas en otros árboles (> 17,5 cm Dn) y tocones.

**Árboles vivos o muertos con microhábitats.** Los árboles gruesos y viejos son propensos a formar cavidades e irregularidades en la corteza o en la madera (debido al viento, rayos, picos, hongos, etc.), que acogen a una flora y fauna muy especializada. Puede valorarse el número de pies por hectárea de cada parcela que presentan al menos algún microhábitat (**tabla 4**).

**Tabla 4.** Tipos de microhábitats. Adaptado de EUROPARC-España (2017) y Kraus *et al.* (2016).

Tipo	Microhábitats	Descripción
Cavidad de pico	Cavidades parciales o completas de pico	Agujero en la madera con un diámetro mayor de 3 cm y una profundidad mayor de 5 cm. Para considerarse completa no debe observarse el fondo de la cavidad desde el exterior con ayuda de unos prismáticos.
Otras cavidades	Cavidades en tronco	Cavidades de una profundidad mayor de 5 cm producidas por una lesión o la pudrición de caída de rama que progresa más rápido que la oclusión de la herida.
	Galerías de insectos	Pequeños agujeros y galerías de barrenado de insectos bajo corteza o en tronco. Pueden ser vías de penetración de hongos.
	Dendrotelmas y agujeros rellenos de agua	Cavidades que, por su forma cóncava, retienen el agua de lluvia durante largo tiempo. Pueden acoger comunidades de algas e invertebrados acuáticos.
Daños y heridas	Descortezamientos	Heridas en la corteza que dejan el duramen expuesto.
	Rotura de copa	Copa rota en un árbol vivo. Puede iniciarse un proceso de descomposición por arriba. Los picos suelen aprovechar estas estructuras para excavar sus nidos.
	Grietas y cicatrices	Daños en el tronco y ramas gruesas (hasta llegar a la madera) con una longitud de más de 1 m. A menudo estas grietas o cicatrices están provocadas por rayos o incendios. Si han profundizado pueden ser buenos refugios para colonias de murciélagos.
Corteza	Corteza separada	Descortezado en una superficie de más de 300 cm <sup>2</sup> (30 × 10 cm). Pueden ser refugios para invertebrados, agateadores y murciélagos. Con la caída progresiva de la corteza deja de ser funcional como cavidad.
Madera muerta	Ramas grandes y partes de las copas muertas	Copa con ramas muertas de un tamaño significativo (diámetro en la base de, por lo menos, 10 cm).
Formas de crecimiento	Cavidades entre raíces	Cavidades naturales en la base del tronco formadas por crecimiento de las raíces fuera del suelo. Pueden ser utilizadas por anfibios, reptiles, roedores y otra fauna.
	Escobas y brotes	Aglomeración densa de ramillas formadas por determinados parásitos u originadas por yemas bajo el tronco.
	Chancros	Proliferación del crecimiento celular en el tronco por infección de un hongo parásito.
Epífitos	Pilóporos	Cuerpos fructíferos de hongos xilobiontes presentes sobre madera muerta.
	Mixomicetos	Moho formado por plasmodio, de apariencia gelatinosa cuando está fresco.
	Criptógamas y plantas vasculares	Briófitos, líquenes, helechos y fanerógamas que crecen en troncos y ramas de los árboles, incluidas las lianas trepadoras y las plantas parásitas.
Nidos	Nidos	Estructuras construidas por animales, tales como nidos de aves, ardillas, avispas, etc.
Otros	Resina y savia, microsuelo, etc.	Exudaciones de resina y savia por el tronco. El microsuelo resulta de la micropodogénesis producida por epífitos.



**Figura 48.** Ejemplos de microhábitats en bosques de pino laricio. De izquierda a derecha y de arriba abajo: cavidad por podredumbre en caída de rama ocupada por nido de ave; grieta en madera muerta en árbol decaído, con corteza levantada y formación de microsuelo con colonización por epífitos; nido de pico en estaca con levantamiento de la corteza en un grupo de álamos (*Populus tremula*); cavidad en raíces de tocón con despensa de ratón de campo (*Apodemus* sp.); perforaciones y galerías de insectos en tronco caído; corteza de pino agrietada que sirve de «taller» para pico picapinos (*Dendrocopos major*). Fotos. Jordi Camprodon.

**Plantones y regenerado avanzado.** Pies por hectárea (se propone recuento en una parcela circular de 5 m de radio).

**Pies menores de clases diamétricas 10 y 15.** Pies por hectárea (se propone recuento en una parcela circular de 10 m de radio).

**Fases silvogenéticas.** Evaluación de la completitud del ciclo silvogenético anotando el número de fases reconocidas en el rodal: claros, regeneración, ocupación, exclusión, maduración y senescencia. Se anotará la ocupación en porcentaje para cada una de las fases si existe al menos una superficie mínima de 200 m<sup>2</sup>, con la excepción de la fase de regeneración, que puede ser de al menos 100 m<sup>2</sup>. Este indicador solo se puede valorar a escala de rodal.

**Biodiversidad.** Especies de flora y fauna detectadas durante el inventario o citadas, clasificándolas como exóticas, amenazadas o bioindicadoras. También se debe proporcionar la lista de hábitats de interés comunitario (arbolados o no) presentes en el rodal.

### 7.2.3 Huella humana

Descripción de indicadores de elementos culturales en el rodal, según sean antiguos (anteriores a la primera fotografía aérea completa) o de huella humana reciente (posterior a 1946 o 1956 hasta la fecha).

**Continuidad temporal.** Un indicador de madurez es conocer la estructura del rodal en tiempos pasados. Pueden obtenerse datos a partir de registros históricos, ordenaciones y fotografías antiguas y las primeras fotografías aéreas. Los fotogramas de los vuelos de 1946 y 1956 constituyen la información de base más asequible.

**Usos agropastorales.** Identificados por señales de pastoreo directas o indirectas (caminos de herradura, muretes, zonas abancaladas, abrigos, ruinas, árboles adhesionados, etc.). Se obtienen estos datos por visita sobre el terreno, apoyada por fotointerpretación del vuelo de 1956. Se evaluará la herbivoría a través de indicios de ramoneo en los árboles jóvenes y el regenerado y descortezado de pies mayores.

**Usos forestales.** Se deben consignar los usos antiguos, tales como tocones con rebrotes, presencia de árboles resinados, trasmochos, etc. Con respecto a los usos recientes, se preguntarán o buscarán en las ordenaciones los años que han transcurrido desde la última corta. También se pueden intentar estimar a partir de la edad de los tocones. Debe estimarse el número de tocones de corta por hectárea.

**Especies invasoras.** FCC ocupada por especies invasoras.

**Fragmentación.** Un rodal se considera fragmentado y aislado cuando hay una distancia superior a 100 m deforestada en toda su periferia.

**Caza.** Se evalúa la intensidad de las prácticas de caza a partir de la información de las distintas tipologías de zonas de caza y a partir de signos de actividad cinegética.

**Frecuentación.** Puede medirse en función de la distancia a distintos tipos de caminos (rodados, senderos y sus variantes).

**Elementos arqueológicos.** En caso de que existieran este tipo de elementos, debe señalarse su ubicación: dólmenes, monumentos, trincheras, yacimientos, etc.

**Durabilidad de los usos.** Se mide indirectamente por la categoría de protección según la clasificación del UICN que estima el grado de protección y, en definitiva, la probabilidad de cambio de uso.



# 8.

## Conclusiones y retos de futuro

---

## 8. Conclusiones y retos de futuro

El concepto de singularidad asociada a los bosques incluye e integra distintos aspectos: la madurez del arbolado y valores de conservación, sociales o productivos destacados. Es un término relativo según la escala territorial (por ejemplo, a escala de región biogeográfica, de comarca, de espacio natural, etc.). El Life+ PINASSA se centró en la conservación de rodales singulares por su madurez a escala regional.

Los bosques maduros tienen un elevado potencial para ser percibidos por la sociedad como elementos valiosos. Constituyen espacios de valor estético y emblemático extraordinario debido a su escasez, monumentalidad y belleza. Son esenciales en la preservación de la biodiversidad asociada a los componentes estructurales de madurez. Su interés científico es indudable para el estudio de la biodiversidad y la comprensión de los procesos ecológicos. Además, constituyen sistemas de referencia para la mejora de la gestión forestal y contribuyen a la prevención de incendios forestales. Asimismo, presentan un gran potencial social y pedagógico para el desarrollo de actividades recreativas, educativas y terapéuticas reguladas y respetuosas con el medio ambiente.

El Life+ PINASSA estableció acuerdos con los propietarios para mejorar el estado de conservación de una muestra representativa de los rodales singulares de pino laricio identificados en Cataluña: 12 rodales que suman un total de 174 ha. Pertenecían a 8 fincas, dos de propiedad privada y seis de propiedad pública, repartidas en dos zonas biogeográficas (septentrional y meridional) y 5 ZEC: «Ribera Salada» (2 rodales), «Obagues de la riera de Madrona» (1 rodal) y «Serra de Boumort-Collegats» (1 rodal), en la zona septentrional, y «Serres de Cardó-El Boix» (1 rodal) y «Sistema Prelitoral Meridional», en la zona meridional. Esta última incluye el Parque Natural de Els Ports, con 7 rodales.

El objetivo es destinar los rodales a dinámica natural, sin perjuicio de que, en determinados casos, cuando las condiciones técnicas lo recomienden, puedan efectuarse tratamientos de mejora. Estas intervenciones se entienden como un estímulo para avanzar hacia estados de madurez en rodales con aprovechamientos pretéritos que condicionaron una falta de heterogeneidad, problemas de competencia o escasa regeneración.

La singularidad estructural de los rodales singulares del Life+ PINASSA radica en el tamaño del arbolado (volúmenes, diámetros de tronco y alturas), netamente superior a la media de los bosques de pino laricio de Cataluña, la madera muerta de mayor tamaño y su mayor disponibilidad de cavidades para la fauna.

Los valores en distintos grupos bioindicadores (aves trepadoras, murciélagos arborícolas, hongos y otros organismos saproxílicos) de los rodales singulares es significativamente superior a la media de bosques de pino laricio de Cataluña. Estos rodales contribuyen a la conservación de especies amenazadas, raras o de distribución restringida asociadas, dentro de la sucesión ecológica, a las fases de conservación o maduración y de liberación o destrucción creativa, ausentes en los bosques productivos.

De este modo, en el 24% de los rodales se realizaron tratamientos para mejorar la conservación del hábitat, mientras el resto se mantenían de entrada a evolución natural, según la información obtenida a partir de los inventarios previos. La principal actuación realizada consistió en la mejora de la biodiversidad, a través de la formación de madera muerta en pie (mediante el anillado de árboles vivos) o en suelo cerca de los senderos y caminos (generando troncos caídos y tocones altos). En un caso concreto se realizó un tratamiento mecánico de prevención de incendios y en otro rodal se llevó a cabo una clara selectiva para liberar algunos pies de especial interés (roble, grandes pinos, etc.).

En los rodales públicos se firmaron acuerdos o convenios de colaboración, mientras que en los rodales privados se firmaron contratos de arrendamiento por un periodo de 25 años en los que la propiedad se compromete a no realizar actuaciones de ningún tipo en el bosque que puedan comprometer los valores de singularidad.

La conservación de rodales singulares es compatible con otros objetivos a escala de finca, dentro de la concepción general multifuncionalidad de la planificación forestal.

Se elaboró un plan de uso social de los rodales singulares, con el objetivo de regular la afluencia de visitantes y permitir su seguimiento científico y técnico a largo plazo. Las propuestas de este plan van dirigidas a conocer la situación inicial del rodal, minimizar la afluencia de visitas y disminuir su impacto. Por este motivo, y sobre la base de la caracterización, se han diferenciado los rodales que pueden formar parte de circuitos de uso público general, los rodales a los que se puede acceder con visitas guiadas y aquellos restringidos únicamente a visitas técnicas y científicas. En todos los casos, este plan se consensuó con la propiedad.

Un aspecto de especial relevancia es efectuar un seguimiento a largo plazo de dinámica natural y la biodiversidad. Mediante este monitoreo se podrán obtener datos muy valiosos para la comprensión de los procesos ecológicos y la respuesta de la biodiversidad asociada.

Los rodales singulares constituyen sistemas naturales de referencia para, a partir del seguimiento biológico, ofrecer una base científica que permita elaborar criterios técnicos de integración de componentes de biodiversidad en los bosques con un objetivo prioritario productivo. En esta línea, la difusión del concepto de integración de la conservación de la biodiversidad y la producción de madera entre la propiedad forestal es un elemento básico para garantizar la conservación de los bosques de pino laricio.

La evaluación de resultados de seguimiento de rodales singulares contribuirá a dar respuesta a aspectos muy interesantes asociados a la planificación ambiental. Por ejemplo, ¿es suficiente la red actual de rodales maduros para garantizar la preservación de especies asociadas a la madurez y de corta capacidad de dispersión y de elementos de singularidad? ¿Cuál debe ser la distribución en el espacio y cuáles deben ser las dimensiones mínimas y óptimas de estos rodales para garantizar sus funciones? ¿Hasta dónde es prudente intervenir en estos rodales para mejorar su estabilidad y acelerar procesos ecológicos?

La educación ambiental en los valores naturales y culturales de los rodales singulares y de las funciones ecológicas y socioeconómicas de los bosques, en su conjunto, es una herramienta básica para la comprensión del público en general, y escolar en particular, de las problemáticas que afectan a los bosques y de su importancia para la sociedad. Además, permite buscar su implicación y comprensión en la aplicación de soluciones de futuro.







# 9.

## Referencias

---

## 9. Referencias

- Alexander, K. N. A. 2008. Tree biology and saproxylic Coleoptera: Issues of definitions and conservation language. *Revue d'Écologie La Terre et la Vie*, 63: 1-5.
- Álvarez de la Campa, J. M. 2004. *Vegetació del massís del Port*. Lleida. Fundació Institut d'Estudis Ilerdencs, Diputació de Lleida. 458 pp.
- Ardelean, I. V.; Keller, C.; Scheidegger, C. 2015. Effects of management on lichen species richness, ecological traits and community structure in the Rodnei Mountains National Park (Romania). *PLoS One*, 10 (12): e0145808.
- Belinchón, R.; Martínez, I.; Aragón, G.; Escudero, A.; De la Cruz, M. 2011. Fine spatial pattern of an epiphytic lichen species is affected by habitat conditions in two forest types in the Iberian Mediterranean region. *Fungal Biology*, 115 (12): 1270-1278.
- Beltrán, M.; Vericat, P.; Piqué, M.; Cervera, T. 2012. *Models de gestió per als boscos de pinassa (Pinus nigra Arn.): producció de fusta i prevenció d'incendis forestals. Sèrie: 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. 152 pp.
- Bergeron, I.; Harvey, B.; Leduc, A.; Gauthier, S. 1990. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand - and forest - level considerations. *The Forestry Chronicle*, pubs.cif-ifc.org by 185.41.96.5.
- Bibby, C. J.; Burgess, N. D.; Hill, D. A. 1992. *Bird census techniques*. Academic Press, London. 140 pp.
- Bobiec, A., Gutowski, J. M., Laudenslayer, W. F., Pawlaczyk, P., Zub, K. 2005. *The afterlife of a tree*. WWF Poland, Warszawa-Hajnówka. 252 pp.
- Boch, S.; Prati, D.; Hessenmöller, D.; Schulze, E.; Fischer, M. 2013. Richness of lichen species, especially of threatened ones, is promoted by management methods furthering stand continuity. *PLoS One*, 8(1): e55461.
- Burrascano, S.; Keeton, W. S.; Sabatini, M.; Blasi, C. 2013. Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review. *Forest Ecology and Management*, 291: 458-479.
- Bütler, R.; Angelstam, P.; Ekelund, P.; Schlaepfer, R. 2004. Dead wood threshold values for the Three-toed Woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest. *Biol. Cons.*, 119: 305-318.
- Camprodon, J. 2014. *Ecologia i conservació dels ocells forestals. Un manual de gestió de la biodiversitat en boscos catalans*. CTFC and Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural de la Generalitat de Catalunya. 223 pp.
- 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. En: Camprodon, J. and Plana, E. (eds.): *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. 2<sup>nd</sup> edition. Edicions Universitat de Barcelona and Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona. Pp. 391-434.
- Crites, S.; Dale, M. R. T. 1998. Diversity and abundance of bryophytes, lichens, and fungi in relation to woody substrate and successional stage in aspen mixedwood boreal forests. *Can. J. Bot.*, 76: 641-651.
- Dajoz, R. 1974. Les insectes xylophages et leur rôle dans la dégradation du bois mort. En: Pesson, P. (ed.). *Écologie forestière. La forêt: son climat, son sol, ses arbres, sa faune*. Gauthier-Villars, Paris. Pp. 257-307.
- Egan, D. 2007. Conserving and restoring old growth in frequent-fire forests: cycles of disruption and recovery. *Ecology and Society*, 12 (2): 23.
- EUROPARC-España. 2017a. *El papel de los bosques maduros en la conservación de la biodiversidad*. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid. 52 pp.
- EUROPARC-España. 2017b. *Identificación de rodales maduros de referencia. Fase II: Caracterización mediante parcelas de campo*. Ed. Fundación González Bernáldez, Madrid. 56 pp.
- EUROPARC-España. 2018. *Manual de campo para la identificación de rodales de referencia. Fase II – Identificación pericial*. Ed. Fundación González Bernáldez, Madrid. 45 pp.
- Faille, A.; Lemee, G.; Pontailier, J. Y. 1984. Dynamique des clairières d'une forêt inexploitée (réserve biologiques de la forêt de Fontainebleau). I. - Origine et état actuel des ouvertures. *Acta OEc.*, 5: 35-51.

- Falinski, J. B. 1991. Le Parc National de Bialowieza et le système intégral des espaces protégés en Pologne. *Rev. For. Fr.*, 43: 190-206.
- FAO, 2012. *Expert Meeting on Harmonizing forest-related definitions for use by various stakeholders. Proceedings*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 22-25 January 2002. 193 pp.
- Fiedler, C.; Friederici, E. P.; Petruncio, M.; Denton, C.; Hacker, W. D., 2007. Managing for old growth in frequent-fire landscapes. *Ecology and Society*, 12 (2): 20.
- Flaquer, C.; Torre, I.; Arrizabalaga, I. 2007. Comparison of sampling methods for inventory of bat communities. *Journal of Mammalogy*, 88(2): 526-533.
- Franklin, J. F.; Spies, T. A.; van Pelt, R.; Carey, A. B.; Thornburg, D. A.; 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. *Forest Ecology and Management*, 155: 399-423.
- Fulé, P. Z.; Ribas, M.; Gutiérrez, E.; Vallejo, R.; Kaye, M. 2008. Forest structure and fire history in an old *Pinus nigra* forest, eastern Spain. *For. Ecol. Manage.*, 255, 1234-1242.
- Gamisans, J.; Gruber, M. 1988. Els boscos de pinassa (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii*) als Pirineus catalans i est-aragonesos: estudi fitosociològic. Monogr. *Inst. Pir. Ecol.* (Hom. a P. Montserrat), 4: 543-552.
- Gilg, O. 2005. *Old-Growth Forests: characteristics, conservation and monitoring*. L'Atelier technique des espaces naturels & Réserves Naturelles de France. 52 pp.
- Gonin-Reina, P. 1999. *Dynamique contemporaine d'une hêtraie-sapinière non-exploitée en vallée d'Aston*. CETEF Garonnais, Géode édition. Toulouse.
- Gracia, M.; Comas, L.; Vayreda, J.; Ibáñez, J. J.; Batlles, C.; Regalado, I. 2009. *Inventario de bosques singulares de Cataluña*. 5º Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales and Junta de Castilla-León.
- Grove S. J. 2002. Saprophytic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 33 (1): 1-23.
- Guixé, D.; Camprodon, J. (eds.) 2018. *Manual de conservación de los quirópteros amenazados y gestión forestal*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. En prensa.
- Halkka, A.; Lappalainen, L. 2001. *Insights into Europe's forests protection*. WWF-World Wide Fund for Nature, Gland, Switzerland. 61 pp.
- Harmon, M. E.; Franklin, J. F.; Swanson, F. J.; Sollins, P.; Gregory, S. W.; Lattin, J. D.; Anderson, N. H.; Cline, S. P.; Aumen, N. G.; Sedell, J. R.; Lienkaemper, J. W.; Cromak, K.; Cummins, K. W. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15: 133-302.
- Heilmann-Clausen, J.; Christensen, M. 2004. Does size matter? On the importance of various dead wood fractions for fungal diversity in Danish beech forests. *For. Ecol. Manage.*, 201: 105-117.
- Hermý, M.; Honnay, O.; Firbank, L.; Grashof-Bokdam C.; Lawesson J. E. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biol Conserv.*, 91 (1): 9-22.
- Hofmeister, J.; Hosek, J.; Brabec, M.; Dvůrák, D.; Beran, M.; Deckerová, H.; Burel, J.; Koiž, M.; Borovička, J.; Boták, J.; Vašutová, M.; Malíček, J.; Palice, Z.; Syrovátková, L.; Steinová, J.; Cernajová, I.; Holá, E.; Novozámská, E.; Cížek, L.; Iarema, V.; Baltaziuk, K.; Svoboda, T. 2015. Value of old forest attributes related to cryptogam species richness in temperate forests: A quantitative assessment. *Ecological Indicators*, 57: 497-504.
- Hunter, M. L., 1989. What constitutes an old-growth stand? *J. For.*, 87: 33-35.
- Jonsell, M.; Weslien, J.; Ehnström, B. 1998. Substrate requirements of redlisted saprophytic invertebrates in Sweden. *Biodiversity Conservation*, 7: 749-64.
- Kimmins, J. P., 2003. Old-growth forest: an ancient and stable sylvan equilibrium, or a relatively transitory ecosystem condition that offers people a visual and emotional feast? Answer – it depends. *For. Chron.*, 79: 429-440.

- Koop, H.; Siebel, H. 1993. Conversion management towards more natural forests: evaluation and recommendations. In: Broekmeyer, M. A. E.; Vos, W.; Koop, H. *European Forest Reserves. Proceedings of the European Forest Reserves Workshop*, 6-8 May 1992, The Netherlands. Pp. 199-204.
- Kraus, D., Büttler, R., Krumm, F., Lachat, T., Larrieu, L., Mergner, U., Paillet, Y., Rydkvist, T., Schuck, A., Winter, S., 2016. *Catalogue of tree microhabitats. Reference field list*. Report. 17 pp.
- Kriebitzsch, W. U.; Bültmann, H.; von Oheimb, G.; Schmidt, M.; Thiel, H.; Ewald, J. 2013. Forest-specific diversity of vascular plants, bryophytes, and lichens. En: Kraus, D.; Krumm, F. (eds.). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, Freiburg. Pp. 158-169.
- Langlois, D. 2000. *Suivi à long terme d'une forêt non exploitée: état initial*. Cleron, Doubs Nature Environnement.
- Lassauce, A.; Larrieu, L.; Paillet, Y.; Lieutier, F.; Bouget C. 2013. The effects of forest age on saproxylic beetle biodiversity: Implications of shortened and extended rotation lengths in a French oak high forest. *Insect Conserv Divers.*, 6: 396-410.
- LIFE Redcapacita. 2015. *Identificación de rodales maduros de referencia. Fase I: prospección de rodales*. Ed. Fundación González Bernáldez, Madrid. 23 pp.
- Luyssaert, S.; Schulze, E. D.; Börner, A.; Knohl, A.; Hessenmöller, D.; Law, B. E.; Ciais, Ph.; Grace, J. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455: 213-215.
- 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.
- McComb, W.; Lindenmayer, D. 1999. Dying, dead, and down trees. En: Hunter Jr, M. L. (ed.). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge, Cambridge University Press. Pp. 335-372.
- MCPFE. 2007. *State of Europe's forests 2007. The MCPFE report on sustainable forest management in Europe*. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe MCPFE Liaison Unit Warsaw, Poland.
- Méndez Iglesias, M. 2009. Los insectos saproxílicos en la península ibérica: qué sabemos y qué nos gustaría saber. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 44: 505-512.
- Messier, C.; Kneeshaw, D. D. 1999. Thinking and acting differently for sustainable management of the boreal forest. *Forestry Chronicle*, 75 (6): 929-938.
- Micó, E.; Marcos-García, M. A.; Galante E. (eds.). 2013. *Los insectos saproxílicos del Parque Nacional de Cabañeros*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 145 pp.
- Mosseler, A.; Lynds, J. A.; Major, J. E. 2003. Old-growth forests of the Acadian Forest Region. *Environ. Rev.*, 11: 47-77.
- Müller J.; Büttler, R. 2010. A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests. *EUR J. Forest Res.* 129: 981-992.
- Nordén, B.; Götmark, F.; Tönning, M.; Ryberg, M. 2004. Dead wood in semi-natural temperate broadleaved woodland: contribution of coarse and fine dead wood, attached dead wood and stumps. *Forest Ecology and Management*, 194: 235-248.
- Oldeman, R. A. A. 1990. *Forests: Elements of Silvology*. Berlin, Springer-Verlag. 623 pp.
- Oliver, C. D.; Larson, B. C. Forest stand dynamics. College of Forest Resources, University of Washington, Seattle. 467 pp.
- Paillet, Y.; Pernot, C.; Boulanger, V.; Debaive, N.; Fuhr, M.; Gilg, O.; Gosselin, F. 2015. Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management*, 346: 51-64.
- Peterken, G. F. 1996. *Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge, Cambridge University Press. 523 pp.
- Peet, R. K.; Christensen, N. L. 1987. Tree Death: Cause and Consequence. *BioScience*, 37 (8): 586-595.
- Potapov, P.; Hansen, M. C.; Laestadius L.; Turubanova S.; Yaroshenko A.; Thies C.; Smith, W.; Zhuravleva I.; Komarova A.; Minnemeyer S.; Esipova E. 2016. The last frontiers of wilderness: Tracking loss of intact forest landscapes from 2000 to 2013. *Science Advances*, 2017; 3:e1600821.

- Regato, P.; del Río, M. 2009. 9530 Pinares (sud-) mediterráneos de *Pinus nigra* endémicos. En: VV. AA. *Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitario en España*. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 96 pp.
- Retana, J.; Espelta, J. M.; Habrouk, A.; Ordóñez, J. M.; de Solà-Morales, F. 2002. Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in northeastern Spain. *Ecoscience*, 9 (1): 89-97.
- Rotheray, G. E.; MacGowan, I. 2000. Status and breeding sites of three presumed endangered Scottish saproxylic syrphids (Diptera, Syrphidae). *Journal of Insect Conservation*, 4: 215-223.
- Ruiz de la Torre, J. 2006. *Flora mayor*. ICONA (Organismo Autónomo de Parques Nacionales). 1.756 pp.
- Sáez, Ll.; Aymerich, P.; Blanché, C. 2010. *Libre vermell de les plantes vasculares endèmiques i amenaçades de Catalunya*. Argania Editio. 811 pp.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins*, 49: 11-41.
- Sippola, A. L.; Renvall, P. 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: a 40-year perspective. *Forest Ecol. Manage.*, 115: 183-201.
- Spies, T. A. 2004. Ecological concepts and diversity of old-growth forests. *Journal of Forestry*, 102: 14-20.
- Spies, T. A.; Franklin, J. F. 1988. Old-growth and forest dynamics in the Douglas-fir region of western Oregon and Washington. *Natural Areas Journal*, 8: 190-201.
- Stal, G.; Lämas, T. 1998. Assessment of Coarse Woody Debris –a Comparison of Probability Sampling Methods. En: Bachmann, P.; Köhl, M.; Päivinen, R. (eds.). *Assessment of Biodiversity for Improved Forest Planning*. European Forest Institute. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht. Pp. 241-248.
- Stenlid, J.; Gustafsson, M. 2001. Are rare wood decay fungi threatened by inability to spread? *Ecological Bulletins*, 49: 85-91.
- Stokland, J.N.; Siitonen, J.; Jonsson, B. G. (eds.). 2002. *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Terradas, J. 2001. *Ecología de la vegetación*. Editorial Omega. Barcelona. 760 pp.
- Wells, R. W.; Lertzman, K. P.; Saunders, S. C. 1998. Old-growth definitions for the forests of British Columbia, Canada. *Nat. Areas J.*, 18:279–292.
- Wermelinger, B.; Lachat, T.; Müller, J. 2013. Forest insects and their habitat requirements. En: Kraus, D.; Krumm, F. (eds). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute. Pp 152-157.
- Wirth, C.; Messier, C.; Bergeron, Y.; Frank, D.; Fankhänel, A. 2009. Old-Growth Forest Definitions: a Pragmatic View. En: Wirth, C.; Heimann, M.; Gleixner, G. (eds.). *Old-Growth Forests*. Berlin Heidelberg: Springer Verlag; 2009:11-33.
- Wulf, M. 1997. Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. *J. Veg. Sci.*, 8: 635-642.







**PINASSA**  
**PI NEGRAL**  
**PINUS NIGRA**



**Socios del proyecto Life+ PINASSA**



Generalitat de Catalunya  
**Departament d'Agricultura,  
Ramaderia, Pesca i Alimentació**



Centre de la Propietat  
Forestal



Generalitat de Catalunya  
**Departament d'Interior**

—  
**Fundació**  
**Catalunya**  
**La Pedrera**  
—