

Los bosques maduros: características y valor de conservación

BORRADOR 3 - DICIEMBRE 2017



CITA RECOMENDADA:

EUROPARC-España. 2017. El papel de los bosques maduros en la conservación de la biodiversidad. Ed. Fundación Fernando González Bernaldez, Madrid.

Han participado en su redacción:

Álvaro Hernández (Gobierno de Aragón); Oscar Schwendter (Bioma Forestal SL); Enrique Arrechea (Gobierno de Aragón); Josep María Forcadell (Generalitat de Catalunya) Daniel Guinart (Diputació de Barcelona); Ángel Vela (Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha), Jordi Vayreda (CREAF), Lluís Comas (CREAF), Jordi Camprodón (Centre Tecnològic Forestal de Catalunya), Orcar García Cardo (GEACAM), Eduard Piera (consultor), José Antonio Atauri (Oficina Técnica de EUROPARC-España)

El capítulo sobre biodiversidad ha sido redactado con las aportaciones de Jordi Camprodón (Centre Tecnològic y Forestal de Catalunya); Eduard Piera (consultor), Óscar García Cardo (GEACAM), José María Fernández García (Fundación HAZI)

LIFE REDBOSQUES. FICHA TÉCNICA

Fuente de financiación: Financiado por la Unión Europea a través del programa LIFE Gobernanza e Información Medioambientales 2015. Con el apoyo del Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente a través de la Fundación Biodiversidad.

Referencia del proyecto: LIFE Redcapacita_2015 (LIFE15 GIE/ES/000809)

Presupuesto total: 590.154 Euros

Duración: Septiembre 2016 – Octubre 2019.

Coordinador: Fundación Fernando González Bernaldez.

Socios: Generalitat de Catalunya, CREAF, Fundació Catalunya-La Pedrera.

Contacto: redbosques@fungobe.org

Este material refleja el punto de vista de los autores. La Comisión/EASME no es responsable de cualquier uso que se pueda hacer de esa información o de su contenido.

RESUMEN

Los “bosques primarios”, es decir, aquellos que han evolucionado sin intervenciones humanas son hoy extremadamente escasos. Sin embargo, de forma local aún pueden encontrarse bosques o rodales con cierta madurez y con una baja huella antrópica, al menos en lo que a extracción de productos se refiere. En la cuenca mediterránea esta proporción se estima tan solo el 2% de la vegetación original.

Por su extremada escasez, por su complejidad y por la biodiversidad que albergan, los bosques maduros son objeto de gran interés en las políticas de conservación. En la actualidad la UE está avanzando hacia una estrategia común para los bosques maduros y en varios países se avanza en su identificación y protección. En España la Estrategia Forestal Española contempla la creación de una Red de Seguimiento Ecológico de los Bosques Naturales, y muchas comunidades autónomas están en el proceso de identificar los últimos rodales maduros.

Este documento aporta una exhaustiva revisión del conocimiento científico sobre madurez forestal y sus diferentes acepciones, y se sintetizan las características más significativas y observables en todos los bosques maduros. Entre ellas destacan la existencia de pies con una edad cercana al límite impuesto por su longevidad, la existencia de huecos en el dosel que permite la regeneración de especies tolerantes a la sombra, la existencia de importantes cantidades de madera muerta - en pie y en el suelo en variados estados de descomposición- , una marcada diversificación vertical, y la ausencia de intervenciones antrópicas, o en su defecto, que estas hayan dejado de realizarse hace décadas.

Las propiedades estructurales que caracterizan a los bosques maduros y las funciones ecológicas asociadas, van apareciendo gradualmente en el tiempo, y son el resultado de la dinámica propia del ecosistema, en un ciclo continuo que se reinicia constantemente. Además, es necesario tener en cuenta el factor escala; el bosque maduro va a estar compuesto simultáneamente por rodales o bosquetes en todas las fases de desarrollo, formando su conjunto una estructura heterogénea a modo de mosaico.

Las especiales características estructurales de los bosques maduros son el hábitat de gran número de especies altamente especializadas, que no tienen cabida en las fases más jóvenes del bosque y quedan por ello restringidas a los rodales más maduros. La escasez de este tipo de situaciones de madurez hace que la biodiversidad forestal relacionada con fases senescentes del bosque se encuentre muy amenazada. Se revisa en el documento la importancia de los rodales maduros para diferentes grupos: aves, quirópteros, coleópteros saproxílicos, flora vascular, líquenes y hongos.

Los últimos rodales maduros constituyen los hábitats forestales de mayor naturalidad disponibles, y por tanto, son un valioso elemento de comparación por lo que pueden considerarse “rodales de referencia” para cada uno de los tipos de bosque. Este carácter de referente de los rodales maduros toma especial relevancia bajo la Directiva Hábitats y la Red Natura 2000. Pero además, el estudio de los rodales maduros también puede proporcionar criterios para orientar la silvicultura hacia la consecución de objetivos de conservación de especies o hábitats, en especial en las áreas protegidas.

En el último apartado del documento se propone un conjunto de indicadores estructurales de madurez y de evaluación de la influencia antrópica, y se avanza un procedimiento para la evaluación práctica de la madurez forestal.

EXECUTIVE SUMMARY

"Primary forests", that is to say, those that have evolved throughout their entire history without human intervention, are now extremely scarce. However, old-growth stands with a certain degree of maturity and a low human impact can still be found locally. In the Mediterranean basin old-growth stands are estimated to represent only 2% of the original forests.

Due to their extreme scarcity, their complexity and the biodiversity they host, old-growth forests are a key issue in conservation policies. The EU is currently moving towards a common strategy for mature forests, and progress is being made in several countries concerning its identification and protection. In Spain, the Spanish Forestry Strategy foresees the creation of an Ecological Monitoring Network for Natural Forests, and many autonomous communities are in the process of identifying their last old-growth stands.

This document provides an exhaustive review of the scientific state of the art on forest maturity and its different meanings, and synthesizes the most significant and observable characteristics of old-growth stands. These include the existence of very old trees, gaps in the canopy that allows the regeneration of shade tolerant species, significant amounts of dead wood – both standing and in the soil – , a clear vertical diversification, and the absence of anthropic interventions.

The structural properties that characterize old-growth stands - and their associated ecological functions - gradually appear over time, and are the result of the ecosystem dynamics, in a cycle that is constantly re-starting. Moreover, it is necessary to take into account the scale factor; an old-growth forest will be composed simultaneously of stands in all phases of development, from young to old-growth, resulting in a heterogeneous landscape mosaic.

Due to its special structural characteristics, old-growth stands are the habitat of a large number of highly specialized species. The scarcity of old-growth stands implies that forest biodiversity related to senescent phases has become threatened. This document reviews the importance of old-growth stands for different groups: birds, chiroptera, saproxylic coleoptera, vascular flora, lichens and fungi.

The last old-growth stands are the most natural forest habitats available, and therefore, they are a valuable element of comparison, so they can be considered as "reference stands" for each type of forest. This reference character of old-growth stands takes on special relevance under the Habitats Directive and the Natura 2000 Network. Moreover, the study of old-growth stands can also provide criteria to guide forestry towards the achievement of conservation objectives of species or habitats, especially in protected areas.

In the last section of the document, a set of criteria for evaluating both structural parameters and anthropogenic influence is proposed, and a procedure for the practical evaluation of forest maturity is advanced.

Contenido

1.	INTRODUCCIÓN	1
1.1.	¿Existen los bosques maduros?	1
1.2.	Los bosques maduros en las políticas de conservación	2
2.	EL CONCEPTO DE BOSQUE MADURO	6
3.	LOS BOSQUES MADUROS Y LA DINÁMICA FORESTAL	9
3.1.	El ciclo silvogenético.....	9
3.2.	Bosque o rodal. La importancia de la escala	11
3.3.	El manejo forestal y el ciclo silvogenético.....	12
3.4.	Gestión de rodales maduros.....	13
4.	BIODIVERSIDAD ASOCIADA A LOS BOSQUES MADUROS	16
4.1.	Especies indicadoras de madurez forestal.....	17
4.1.1.	Aves asociadas a los bosques maduros.....	17
4.1.2.	Quirópteros forestales	18
4.1.3.	Coleópteros saproxílicos	19
4.1.4.	Flora vascular	24
4.1.5.	Líquenes y briófitos.....	26
5.	EL VALOR DE LOS BOSQUES MADUROS	29
5.1.	Rodales de referencia para la evaluación del estado de conservación	29
6.	EVALUACIÓN DE LA MADUREZ.....	32
7.	CONCLUSIONES	34
8.	GLOSARIO	35
9.	BIBLIOGRAFÍA CITADA	37

LOS BOSQUES MADUROS: CARACTERÍSTICAS Y VALOR DE CONSERVACIÓN

1. INTRODUCCIÓN

1.1. ¿Existen los bosques maduros?

Los “bosques primarios”, aquellos que se han desarrollado sin perturbaciones antropogénicas, y que cubrieron un 80% de la superficie de Europa al final de la última glaciación, son hoy extremadamente escasos. Las mejores representaciones se encuentran en el continente americano, fundamentalmente bosques templados y boreales de Canadá y Alaska y bosques tropicales en la Amazonia, y en bosques boreales con un muy bajo nivel de intervención en Rusia y pequeñas zonas de Escandinavia¹ (Potapov et al, 2008). En Europa el intenso uso del territorio por el ser humano ha conducido a que en la actualidad no existan prácticamente bosques libres de la intervención del hombre, salvo algunos enclaves en los montes Urales y los Cárpatos (Bengtsson et al., 2000).

En el año 2000 se calculaba que los paisajes boscosos intactos del planeta ocupaban 12,8 millones de km², un 22% del total de paisajes boscosos. Los bosques intactos son definidos como aquellos que teniendo una extensión superior a 500 km² están formados por un mosaico sin fisuras de bosques y ecosistemas naturales desarbolados que no muestran signos de actividad humana ni fragmentación de hábitats, y son suficientemente grandes para mantener toda la diversidad biológica nativa, incluyendo poblaciones viables de especies con necesidad de grandes espacios (Potapov et al., 2016). En el mismo estudio se calcula que el área de paisajes boscosos intactos disminuyó un 7,2% entre 2000 y 2013.

La ausencia de bosques primarios no obvia para que de forma local existan bosques o rodales con un grado de naturalidad elevada, entendida esta como aquellas zonas en que aparecen masas o rodales con cierta madurez y con una baja huella humana, al menos en lo que a extracción de productos se refiere. Se estima que restan entre 15 y 20 millones de hectáreas de bosques con un bajo nivel de intervención antrópica, localizados fundamentalmente en la taiga rusa (Halkka y Lappalainen, 2001), que ocupan únicamente un 5% de la superficie forestal total de Europa. En la cuenca mediterránea esta proporción es aún menor, puesto que se estima que únicamente el 2% de la vegetación original permanece relativamente inalterada: la superficie de bosques inalterados alcanza 1,6 millones de hectáreas, concentrada en Turquía y Bulgaria (FAO, 2013). Más aún, en los países con mayor desarrollo la proporción disminuye: en Francia únicamente el 0,2% de la superficie boscosa corresponde a bosques no alterados, situados en zonas de muy difícil acceso (Barthod y Trouvilliez, 2002).

El manejo selvícola y los usos del suelo han llevado a que en Europa predominen bosques jóvenes y largamente intervenidos: “bosques secundarios”. Son aquellos que han sido sometidos a intervención humana, ya sea intensa - mediante corta y plantación por ejemplo - o mediante el aprovechamiento sostenido de sus recursos, incluso mediante intervenciones que buscan la regeneración natural. La

¹ <http://www.intactforests.org/data.ifl.html>

posibilidad de que estos bosques lleguen a alcanzar las características de un bosque primario tras un prolongado período de tiempo sin intervención, o incluso la posibilidad de realizar una gestión activa que consiga restablecer ciertas características de los rodales maduros de una forma más rápida que la evolución natural es objeto de estudio y debate (D'Amato y Catanzaro, 2007; Paillet et al. 2015).

Por estos motivos, en los últimos años los bosques “viejos” o “maduros”² vienen siendo objeto de gran interés, y de una intensa actividad investigadora, aunque el grado de conocimiento varía mucho según las distintas regiones biogeográficas (Burrascano et al., 2013). La mayor parte de la investigación se ha desarrollado en ecosistemas templados y boreales, y en la gran mayoría de los casos, sometidos a perturbaciones frecuentes y de poca intensidad, y particularmente libres de daños por fuego. Son muy escasos los estudios de bosques maduros en los que existe un régimen de perturbaciones en el que el fuego tiene un papel relevante, y estos se han realizado en el continente americano en ecosistemas dominados por coníferas (Cortés et al., 2012). En estos casos se pone de manifiesto que el fuego es un componente clave en la dinámica forestal (Binkley et al., 2007; Fiedler et al., 2007).

En la cuenca mediterránea puede afirmarse que en la actualidad no se dispone de conocimiento científico suficiente sobre bosques maduros en ecosistemas mediterráneos, en los que el fuego tiene un papel importante como evento renovador - tanto en bosques de coníferas como de fagáceas y otras frondosas (Mansourian et al., 2013). Así, los estudios en ambientes mediterráneos, centrados en Francia e Italia generalmente se refieren a ecosistemas mésicos como hayedos o abetales. En España, los escasos estudios realizados en este campo se han centrado también en masas atlánticas o pirenaicas (Antor y Gracia, 1994; Bosch et al., 1992; Gil, 1989; Rozas, 2001, 2004, 2005; Rozas y Hernández, 2000).

En consecuencia, es manifiesta la necesidad de investigar unas bases comunes que permitan definir la “naturalidad” en las masas forestales (Lorber y Vallauri, 2007) y la “madurez” en diferentes condiciones ambientales, y evaluar la necesidad de una caracterización de los bosques maduros en climas mediterráneos (Chirici y Nocentini, 2010).

1.2. Los bosques maduros en las políticas de conservación

El interés por la conservación de los bosques maduros surge en Norteamérica en los años 70-80 el siglo pasado, en respuesta a la pérdida de superficies de bosques primarios y a unos modelos de aprovechamiento que ponían en peligro a la biodiversidad, y en especial a especies muy dependientes de rodales viejos. El desarrollo de su estudio es prácticamente paralelo al desarrollo de teorías sobre la dinámica de los rodales arbolados, y exigió la puesta en marcha de un comité interagencias (con

² En la literatura científica se han propuesto una multitud de términos como bosques maduros, vírgenes, naturales, prístinos, etc. 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”. La FAO (2012) reconoce hasta 99 términos diferentes bajo el epígrafe “old-growth”. Se ha traducido al italiano como “foresta vetusta”, al francés como “forêts anciennes” y al alemán como “urwald”. En castellano existe hasta la fecha cierta confusión y se ha utilizado tanto la denominación de “bosques maduros” como la de “bosques viejos”. En este documento se propone clarificar la terminología en castellano (ver Glosario)

participación del USDI Bureau of Land Management, Oregon State University, y National Forest and Research Branches del USDA Forest Service) del que derivó un grupo de trabajo para el establecimiento de las primeras definiciones (Old-Growth Definition Task Group) que trabajó a partir de 1985, sobre la base de trabajos realizados en la década anterior, y que ya en 1986 estableció una definición provisional de algunos bosques maduros en la costa oeste norteamericana (Old-Growth Definition Task Group, 1986). Un repaso de la historia del origen del concepto puede encontrarse en Franklin & Spies, 1991.

Desde entonces la investigación norteamericana sobre el tema ha sido intensa, y desembocó en junio de 2014 en una solicitud al Presidente Obama de poner en marcha una Política Nacional de Conservación de Bosques Maduros, firmada por más de 75 científicos y gestores de montes norteamericanos y canadienses. Entre los científicos se encontraban algunos de la relevancia de Edward O. Wilson o Gene E. Likens, y gestores de montes, entre ellos jefes del USDA Forest Service.

En Europa el concepto fue rápidamente adoptado, e incluso en España se empezaron a realizar estudios sobre bosques maduros (i.e. Bosch et al., 1992, Antor & García, 1994). La investigación sobre bosques maduros fue en un principio liderada por Francia y países centroeuropeos y escandinavos, a los que en la actualidad se ha sumado Italia de forma relevante. En general en Europa se consideran los bosques maduros como bosques secundarios donde se ha abandonado la intervención o donde se mantienen sistemas de gestión de bajo impacto, con un enorme valor no sólo por la biodiversidad que albergan, sino también por constituir una referencia tanto para las actuaciones acciones de conservación como para la silvicultura en montes productores.

El otro aspecto en el que se ha avanzado en Europa es en la integración del concepto en las políticas de conservación. Así, en 1995, la Comisión Europea aprobó la COST Action E4: Forest Reserves Research Network con el fin de promover la coordinación y mejorar la investigación en los bosques naturales y seminaturales europeos. Los objetivos eran crear una red europea de reservas forestales, recopilar la investigación en curso, unificar y estandarizar la metodología de la investigación y proporcionar acceso general a un banco de datos central sobre reservas forestales (Parviainen et al., 1999).

En el año 2003 más de 180 científicos de 18 países firmaron el documento "Scientists' call for the protection of forests in Europe", que incluía la solicitud de una política específica de los gobiernos europeos y de la UE para proteger estrictamente los bosques maduros de gran superficie, para lo que se solicitaba la constitución de una sub-red coherente de reservas forestales estrictas (categoría I de la UICN) o zonas centrales de los parques nacionales (categoría II), que se diagnosticaba como una de las debilidades en muchas regiones de Europa.

Aunque la inclusión de los bosques maduros en las políticas de conservación es desigual, en algunos países los bosques maduros han sido efectivamente considerados en sus políticas de conservación de la biodiversidad, como en el caso de Italia (Blasi et al., 2010). En la actualidad la UE está desarrollando conceptos como los bosques de alto valor natural (HNV forest areas) o los bosques de alto valor de conservación (EEA, 2014), que en el futuro pueden marcar las políticas de la Unión.

En un reciente documento se repasa el concepto de bosque maduro desde la perspectiva europea y se presenta de una forma sintética y sistematizada la información disponible sobre bosques maduros en los 33 países adheridos a la Agencia Europea del Medio Ambiente (García Feced et al., 2015), estableciéndose las siguientes conclusiones:

- Es muy difícil establecer una terminología común debido a las variadas definiciones dadas al término y a los diferentes criterios e indicadores. Por otra parte, una miríada de términos relacionados se utilizan audazmente sin reflexión sobre su significado real. En el caso de Europa, esta problemática se multiplica por el número de lenguas habladas en el continente.

- La revisión de los datos disponibles ha revelado que la cantidad de información es muy desigual en toda Europa. En algunos países, la identificación, el inventario y la protección de los bosques maduros están avanzados:
 - Los países escandinavos incluyen la búsqueda de los bosques maduros en sus inventarios forestales nacionales.
 - Existen trabajos específicos de cartografiado en países como Bulgaria, Rumanía o Hungría.
 - Se han integrado los bosques maduros en las políticas de conservación de la biodiversidad en países como Austria, Alemania, Francia, donde han puesto en marcha programas de creación de redes de reservas integrales, o en Italia, donde se ha creado una red de bosques maduros dentro de su red de Parques Nacionales.
- En general, hay una falta de información espacial apropiada y acceso a los datos críticos del bosque. La cartografía es esencial y la investigación histórica es necesaria, así como el trabajo in situ para identificar los atributos de madurez.
- La disponibilidad de información más sistematizada sobre bosques antiguos en toda Europa podría aportar un conocimiento fundamental a los programas de conservación así como a los indicadores europeos sobre naturalidad e intensidad de la gestión forestal.

En algunos países mediterráneos como Francia (Gilg, 2005) o Italia (Blasi et al., 2010) se ha puesto en marcha, dentro de los programas de conservación de la biodiversidad, la localización y protección de bosques maduros, o de bosques con potencialidad para llegar a serlo, o en su defecto, de rodales viejos.

En España la Estrategia Forestal Española³ contempla la creación de una Red de Seguimiento Ecológico de los Bosques Naturales, en la que se deberían incluir no sólo los bosques “representativos de bosques viejos (Old Growth Forest), sino también los de bosques antiguos (Ancient Forest), categorías ambas relacionadas con la duración o continuidad del bosque en el sitio y los de los bosques primarios, naturales, seminaturales y secundarios según las categorías relacionadas con el origen de su desarrollo”. Para ello la Estrategia remite a un Comité adecuado Estado-Comunidades Autónomas que impulsaría la elaboración de un inventario nacional de bosques naturales, recomendaciones de planificación y gestión, la incorporación de los propietarios a la gestión activa de los montes de la Red y la investigación en las Reservas Forestales. Esos contenidos de la Estrategia no se han desarrollado, aunque hay iniciativas similares en algunas comunidades autónomas.

En este sentido pueden destacarse la creación de Reservas Integrales en bosques maduros (Muniellos en Asturias; Aztaparreta, Lizardoia, en Navarra), o la inclusión por la UNESCO en la Lista de Patrimonio Mundial del bien "Hayedos primigenios de los Cárpatos y otras regiones de Europa"⁴, en la que se han

³ Estrategia Forestal Española (sin fecha). Ministerio de Medio Ambiente. Secretaría General de Medio Ambiente. Dirección General de Conservación de la Naturaleza. <http://www.mapama.gob.es/>

⁴ Se trata de una candidatura internacional, en la que España participa junto a nueve países más: Albania, Austria, Bélgica, Bulgaria, Croacia, Italia, Rumanía, Eslovenia y Ucrania.

incluido los hayedos de Tejera Negra (Castilla La Mancha) y Montejo (Madrid), Lizarzoia y Aztaparreta (Navarra) y Cuesta Fría y Canal de Asotín en Picos de Europa (Castilla y León).

Es en Cataluña donde más se ha desarrollado el estudio, localización y protección de rodales y bosques maduros, estimándose que no existe vegetación primaria y que los bosques con un cierto grado de madurez representan apenas un 2% de la superficie (Mallarach et al, 2013). A pesar de haber inventariado los bosques maduros de la comarca de la Garrotxa (ANEGX, 2008), del Parque Natural del Alt Pirineu (Palau y Garriga, 2013), o del Parque Natural del Montseny (Sanitjas, 2013), de haber puesto en marcha el programa SELVANS promovido por la diputación de Gerona que ha creado 58 reservas forestales (Hidalgo y Vila, 2013), o de haber elaborado un inventario de los bosques singulares de toda la comunidad autónoma (CREAF, 2011), la fuerte presión de aprovechamientos forestales amenaza la supervivencia de estos pequeños reservorios de biodiversidad (Montserrat, 2013), poniendo de manifiesto uno de los principales problemas de conservación de estos hábitats. Recientemente, la Generalitat de Catalunya ha propuesto la creación en 2015 de una “[Red de Bosques a Evolución Natural](#)”, que será una iniciativa pionera en España, junto con la identificación de rodales de referencia realizada en Aragón, mediante la elaboración y aplicación de una metodología de identificación y caracterización de rodales forestales maduros-viejos aplicable a los hábitats forestales de interés comunitario.



Abetal senescente en el Pirineo aragonés. Foto: Álvaro Hernández

2. EL CONCEPTO DE BOSQUE MADURO

El estudio de los bosques maduros parte de la premisa de que los ecosistemas arbolados cambian permanentemente y persisten a lo largo de muy prolongados periodos de tiempo debido a la alta longevidad de las especies clave que los conforman: los árboles. Durante este tiempo el ecosistema se desarrolla desde su establecimiento hasta alcanzar un estado de madurez, y de forma paralela cambian su composición, su estructura y sus funciones (Franklin y Spies, 1991).

En contraste con los bosques primarios, los bosques maduros pueden ser bosques secundarios en los que ha cesado la intervención humana, por lo que pueden llegar a tener características de madurez propias de los bosques primarios (MCPFE, 2007).

Las definiciones de bosque maduro son variadas y se han abordado desde múltiples enfoques: estructurales y de composición específica (Rotherham, 2011), históricos - en los que se pone el acento en la continuidad durante largo tiempo de la cubierta arbolada - (Vallauri et al., 2012), basados en la teoría de la sucesión ecológica; o incluso en los procesos ecológicos, no siendo raro que se empleen varios de estos criterios a la vez (Frelich y Reich, 2003; Hilbert y Wiensczyk, 2007; Wirth et al., 2009).

La mayoría de las definiciones actuales pueden englobarse en tres grupos (Spies y Franklin, 1988; Hunter, 1989; Wells et al., 1998; Messier y Kneeshaw, 1999; Kimmins, 2003): el primero enfatiza las características estructurales y de composición; el segundo subraya los procesos sucesionales que conducen a la etapa madura, y que en la actualidad la mantienen; y el tercer grupo resume los criterios relacionados con los procesos biogeoquímicos (Wirth et al., 2009).

A continuación se repasan las principales características de cada grupo:

Definiciones estructurales

Se basan en la descripción de las distribuciones de edad y de tamaño, y de los patrones de distribución espacial, tanto de árboles vivos como muertos (Wells et al., 1998). Entre estos indicadores, los datos de estructura de edad son los más valiosos ya que están relacionados de manera directa con las tasas de nacimiento y muerte que causan la estructura demográfica.

Esta aproximación es la más utilizada, y parte de la idea de que los atributos estructurales son resultado de los aspectos funcionales característicos de los bosques maduros (Spies y Franklin, 1988; Franklin y Spies, 1991; Marcot et al., 1991; Holt y Steeger, 1998; Kneeshaw y Burton, 1998; Wells et al., 1998; Braumandl y Holy, 2000), como por ejemplo: grandes y viejos árboles, un dosel de numerosas capas de vegetación, abundantes y grandes tocones, diversa comunidad de árboles, gran edad de algunos árboles, huecos en el dosel, microtopografía de pequeñas elevaciones causadas por el derribo de árboles, estructura compleja, amplio espacio entre árboles, y un incremento en la cobertura del sotobosque.

Una de las principales limitaciones de este enfoque es que los indicadores estructurales se han desarrollado para caracterizar la apariencia de bosques maduros en un limitado conjunto de tipos de bosques (Spies, 2004). La distribución de diámetros se emplea normalmente como una aproximación de la distribución de edades. Sin embargo, las series de datos de edad y tamaño están a menudo pobremente correlacionadas (Schulze et al., 2005).

La caracterización estructural de madera muerta en términos de tamaño, abundancia y estado de descomposición no es un buen indicador de condiciones de madurez, a no ser que esté

acompañado por información adicional sobre la permanencia de la estructura y la historia del bosque. Además, se debe considerar que las tasas de descomposición varían en función de la región biogeográfica, de manera que en climas húmedos y cálidos son elevadas, por lo que las reservas de madera muerta en bosques tropicales son generalmente bajas (Wirth et al., 2009). En ambientes mediterráneos la tasa de descomposición de la madera puede ser hasta cinco veces más rápida que bajo clima boreal, debido a la mayor temperatura media (Lombardi et al., 2010, 2013).

Por otro lado, diferentes autores consideran que no pueden emplearse las características estructurales como un único criterio para identificar los bosques maduros (Barnes, 1989) ya que el grado de madurez y su apariencia está afectada por la productividad del lugar (Carleton y Gordon, 1992; Day y Carter, 1990) y las especies arbóreas involucradas. La crítica más común a las definiciones basadas en la estructura, es que fallan en reconocer la dinámica natural de un ecosistema forestal. Se considera que la estructura de un bosque maduro varía en función de muchos factores (Boyce, 1995) y esta definición no puede ser aplicada en cualquier tipo de bosque (Carleton, 2003).

Definiciones sucesionales

Se basan en la teoría de la sucesión ecológica, contemplando tanto las rutas sucesionales que han dado lugar al bosque maduro como los procesos que lo mantienen. Según Oliver y Larson (1996), *“la madurez (true old-growth) describe estadios exclusivamente formados por árboles que se han desarrollado en ausencia de procesos alogénicos”*. Con “procesos alogénicos”, se hace referencia a perturbaciones a gran escala como el fuego o importantes derribos, los cuales tienen el potencial de conducir a la sucesión secundaria, pero excluye las continuas fuerzas externas como los cambios en el clima.

Otros criterios sucesionales interpretan el rodal viejo como la fase correspondiente a la desaparición de la primera cohorte de individuos, sustituidos por especies características de estados más avanzados de la sucesión que llegaron después (Wirth et al., 2009), o bien como aquel que está compuesto por especies tolerantes a la sombra, como resultado del proceso sucesional, que se regeneran en pequeños claros (*Climax old-growth*: Frelich, 2002).

Otras definiciones sucesionales ponen de relieve los procesos que mantienen el bosque maduro, como el tipo de perturbaciones predominantes o la elevada tolerancia a condiciones umbrófilas de las especies dominantes (Mosseler et al., 2003).

Sin embargo, este tipo de definiciones ignoran aspectos estructurales y para su aplicación es necesario conocer la composición del bosque, su establecimiento y su historia.

Definiciones biogeoquímicas

Emplean criterios para cuantificar los procesos ecológicos que indican la madurez del sistema: ciclos de nutrientes cerrados, reducida producción primaria neta de árboles, acumulación neta de biomasa cero, e incremento de la diversidad del sotobosque. Sin embargo, aunque estas cuantificaciones sean representativas de condiciones de madurez, la obtención de la mayoría de estos parámetros requiere un trabajo de campo exhaustivo y una costosa instrumentación que dificultan mucho su utilización fuera del ámbito experimental (Sala et al., 2000).

En cualquier caso no existen unos parámetros únicos para caracterizar los bosques maduros, lo cual, dada la enorme diversidad de ecosistemas arbolados, no es posible ni deseable (Mosseler, 2003; Spies, 2004; Wirth et al., 2009; Burrascano et al., 2013). No obstante existe un cierto consenso

en una serie de descriptores estructurales de madurez, que son probablemente las características más significativas y observables en todos los bosques maduros (Fiedler et al., 2007; Keeton et al. 2010). Entre ellas destacan:

- Un cierto envejecimiento, con la existencia de pies de especies correspondientes 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 en la existencia de un elevado número de pies de grandes dimensiones.
- Una composición y estructura debidas a dinámicas naturales de regeneración por pequeñas perturbaciones: estructura de masa irregular, existencia de huecos en el dosel, regeneración de especies tolerantes a la sombra, presencia de variadas especies. La composición específica del sotobosque está dominada por especies nemorales asociadas a la existencia continua de cubierta en un rodal a lo largo del tiempo y tiene poca representación de pratenses, arvenses y ruderales.
- Existencia de importantes cantidades de madera muerta en pie y en el suelo en variados estados de descomposición.
- Existencia de diversificación vertical: aparición de varios estratos diferenciados o bien una estructura irregular pura que lleva a la existencia de pies de todas las alturas.
- Ausencia de intervenciones antrópicas, o bien que estas hayan dejado de realizarse hace décadas. Los bosques maduros deben estar sujetos únicamente a perturbaciones autogénicas.

En los ecosistemas en los que el fuego tiene un papel relevante estas características se ven en cierta medida alteradas siendo normal que en los bosques maduros aparezcan árboles viejos, pero no siempre de gran tamaño; baja densidad del arbolado, que aparece en distribuciones agrupadas; cantidades modestas de madera muerta, ya sea en pie o en el suelo; doseles ligeramente abiertos: alta diversidad y biomasa en el sotobosque y bajo nivel de regeneración arbórea; y ciclos de nutrientes lentos (Egan, 2007; Fiedler et al., 2007).



Rodal viejo de *Pinus halepensis* en la provincia de Zaragoza. Foto: Enrique Arrechea

3. LOS BOSQUES MADUROS Y LA DINÁMICA FORESTAL

3.1. El ciclo silvogenético

Las propiedades estructurales y ecológicas que caracterizan a los bosques maduros van apareciendo gradualmente en el tiempo, y son el resultado de la dinámica propia del ecosistema, en un ciclo continuo que se reinicia constantemente.

Las fases de desarrollo son las sucesivas etapas que caracterizan las estructuras por las que va pasando una generación en la vegetación dominante en ausencia de perturbaciones de importancia, desde su origen tras una renovación completa del vuelo hasta la muerte de todos los individuos de la generación inicial. Además las fases de desarrollo corresponden a diferencias en los principales procesos ecológicos que tienen lugar en el ecosistema arbolado.

El ciclo se inicia cuando, tras una perturbación y la consiguiente liberación de espacio vegetativo, se produce la **“ocupación”** de dicho espacio por una nueva generación de plantas. Las características de la ocupación van a estar muy influidas por las propias características de la perturbación, por el legado biológico superviviente, las características propias del lugar (tipo de suelo, pendiente, etc) y las condiciones del entorno. En la fase de ocupación van a intervenir todas las especies presentes en el ecosistema a través de bancos de semillas, individuos supervivientes a la perturbación, y propágulos importados desde zonas adyacentes no perturbadas.

Tras la ocupación, las especies instaladas van a utilizar sus estrategias vitales para competir. En particular los árboles, aprovechando la mayor talla y longevidad frente a herbáceas y matorrales, van a ir ganando altura y biomasa, hasta cerrar por completo un dosel por encima del suelo. Se trata de la **fase de superación y cierre del dosel arbóreo**. Durante esta fase continúa la acumulación de biomasa, que claramente empieza a ser mayoritaria en el estrato arbolado.

Una vez que se alcanza el cierre del dosel comienza la **fase de exclusión**: la competencia interespecífica se acentúa, sobre todo entre el estrato arbóreo y el resto de estratos, que se ven privados de la luz dando lugar a la eliminación de especies intolerantes a la sombra, a la par que entre el arbolado se establece una fuerte competencia inter e intraespecífica que lleva a la mortalidad por autoaclareo de parte de los individuos, por lo que también se denomina a esta fase como de “exclusión de fustes”.

A partir de este momento y durante un largo plazo se entra en una **fase de transición** (Bormann y Likens, 1979; Oliver y Larson, 1996) o **maduración** (Franklin et al, 2002; Spies y Franklin, 1996) durante la cual tiene lugar la diversificación horizontal y vertical de la estructura del rodal que da lugar a la diversificación de los nichos ecológicos disponibles (Carey y Curtis, 1996)

La culminación de los árboles del dosel superior y la instalación de subpisos van a dar lugar a dinámicas de relevo, determinadas por la longevidad de las especies presentes y el régimen de perturbaciones. Si no se producen perturbaciones intensas, se produce el relevo gradual de los pies del dosel, que van muriendo, por los pies de los subpisos que en general serán de especies más tolerantes a la sombra que las que componían el dosel inicial. La liberación de espacio vegetativo que supone tanto la mortalidad de pies por competencia como el desarrollo en altura del arbolado, propician las condiciones para el inicio de la instalación de plantas tolerantes a la sombra,

apareciendo subpisos o golpes de regeneración a la espera. Esta fase de ciclo corresponde con el “**rodal maduro**”, y puede prolongarse mucho en el tiempo, dada la alta longevidad de las especies forestales.

Con el paso del tiempo los pies del arbolado adulto experimentan la culminación de su crecimiento en altura y algunos de ellos empiezan a morir, bien por alcanzar su longevidad máxima, bien por la ocurrencia de perturbaciones. Los huecos creados serán ocupados por pies de los subpisos; o bien, si las perturbaciones son de gran tamaño, se reiniciará el ciclo por completo.

El desarrollo de subpisos, de los pies que relevan a los adultos en los huecos creados en el dosel, de herbáceas y matorral en los huecos de más tamaño, etc., conllevan la diversificación estructural del rodal, y en particular la ocupación de todo el perfil vertical.

Por otro lado, el crecimiento de una parte de los pies supervivientes de la generación inicial lleva a que alcancen grandes tamaños, acumulando el mayor porcentaje de la biomasa existente en el conjunto del ecosistema, a la par que la muerte de otra parte de esta generación lleva a la acumulación de grandes volúmenes de madera muerta en pie y en el suelo.

El gran tamaño y edad de los pies hace que en ellos se hayan producido roturas, oquedades, cambios en sus cortezas, etc., lo que unido a la diversificación estructural lleva a que la oferta de nichos ecológicos sea alta, siendo ocupados por taxones especializados.

En este momento se alcanza la **fase de senescencia** o de “**rodal viejo**”, en la que aparece una variada vegetación, árboles de gran tamaño (normalmente muy espaciados) mezclados con pies más jóvenes de todas las edades, cuyas copas ocupan todo el perfil vertical, y una gran cantidad de biomasa muerta, tanto en pie, ya sean árboles enteros o pies tronchados, como en el suelo (Oliver y Larson, 1996), como consecuencia de la muerte de los pies de mayor edad.

Esta fase podrá alargarse en el tiempo mediante una dinámica de reemplazo en pequeños huecos, y la subsiguiente maduración de los pies que van relevando, o colapsar totalmente con una perturbación de mayor intensidad, dando lugar al reinicio del ciclo.

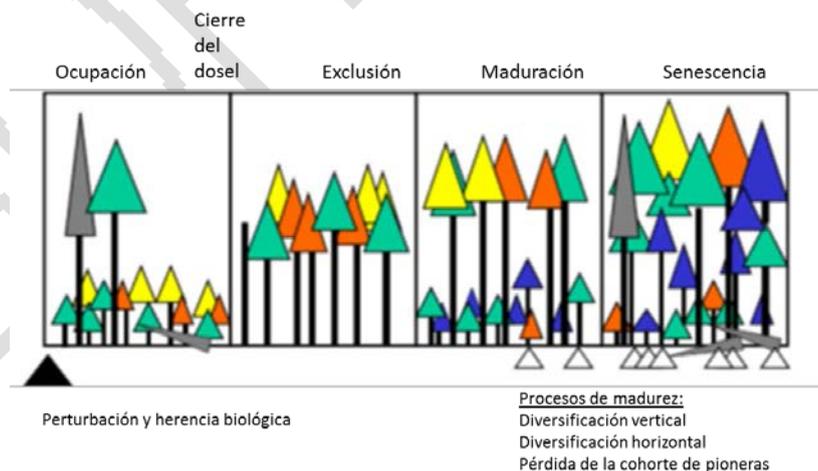


Figura 1. Principales propiedades estructurales en cada una de las fases del ciclo silvogenético.

3.2. Bosque o rodal. La importancia de la escala

No se puede realizar una definición completa del concepto de “bosque maduro” sin tener en cuenta consideraciones a escala de paisaje. Una de las definiciones más actuales y más cercanas a nuestra realidad ecológica se ha desarrollado en Italia, y define a los bosques maduros como: bosques en los que las perturbaciones antrópicas están ausentes y en los que la dinámica natural crea un mosaico de rodales en todas las fases de desarrollo, incluso las senescentes (Blasi et al, 2010).

La definición pone de manifiesto la diferencia entre el *bosque*, ecosistema que necesita una gran superficie para que en él se presenten todos los procesos ecológicos característicos y soporte elementos de biodiversidad forestal con grandes requerimientos de espacio, y los *rodales* que lo componen, algunos de los cuales se presentarán en sus últimas fases dinámicas, caracterizadas por la existencia de grandes árboles, de elevada edad, presencia de madera muerta tanto en pie como en el suelo, y una composición de plantas vasculares acorde con el contexto biogeográfico y que contiene especies altamente especializadas relacionadas con la regeneración en claros y los microhábitats resultantes de una alta heterogeneidad estructural.

En esta perspectiva de paisaje debe incorporarse además el papel de las perturbaciones, en particular el régimen de perturbaciones dominante (Spies et al., 1996): las perturbaciones que eliminan los subpisos inducen dinámicas de regeneración muy diferentes a aquellas que no afectan a los estratos inferiores del rodal. En este sentido cabe plantearse cuál es el grado máximo de madurez que pueden alcanzar los ecosistemas mediterráneos, sometidos a una intensa sequía, a los efectos del pastoreo, y caracterizados en muchas ocasiones por estar presente el fuego como principal agente renovador.

El ciclo silvogenético puede ser aún más largo en el caso de perturbaciones de gran intensidad, puesto que a la instalación de una formación de especies pioneras, y la correspondiente etapa de exclusión seguirá la reposición de especies tolerantes y su desarrollo, la regeneración de éstas y la muerte de la generación de especies pioneras que ocupó inicialmente el espacio, y por fin el desarrollo hacia la madurez en una formación dominada por las especies tolerantes.

En definitiva, como resultado de las perturbaciones, el bosque maduro va a estar compuesto simultáneamente por rodales o bosquetes en todas las fases de desarrollo, formando su conjunto una estructura heterogénea a modo de mosaico (Schwendtner y Cárcamo, 2010).

3.3. El manejo forestal y el ciclo silvogenético

El manejo forestal más habitual, dirigido principalmente a la obtención de madera, se basa en aprovechar los bosques cuando éstos aún están plenamente vigorosos, renovando constantemente el sistema e impidiendo que llegue a la senescencia. Por lo tanto, la explotación forestal causa una transformación importante en las características estructurales del bosque. Básicamente se produce un rejuvenecimiento continuo de la masa forestal, adelantándose mediante diferentes tipos de cortas a las perturbaciones (derribos, incendios, plagas) que de modo natural provocarían cíclicamente la apertura de huecos de mayor o menor tamaño en el dosel, permitiendo ese rejuvenecimiento sin solución de continuidad (Figura 2).

En la terminología forestal, la fase de ocupación correspondería con las de “diseminado y monte bravo”, y la de superación y cierre del dosel con el “monte bravo”. La fase de exclusión comprende los estados de “latizal” y “fustal joven”, siendo el “fustal alto” el correspondiente al inicio del proceso de maduración descrito anteriormente. Normalmente este es el punto en el que se lleva a cabo las cortas de regeneración y por tanto se reinicia el ciclo, por lo que las fases de maduración y senescencia están ausentes de los bosques manejados (y de la terminología forestal). Este desfase entre ambos ciclos ocurre al producirse el máximo crecimiento de los árboles en épocas muy tempranas respecto a su longevidad. De esta forma los turnos de corta varían entre 70 y 140 años, en especies cuya longevidad natural puede ser superior a los 500 años.

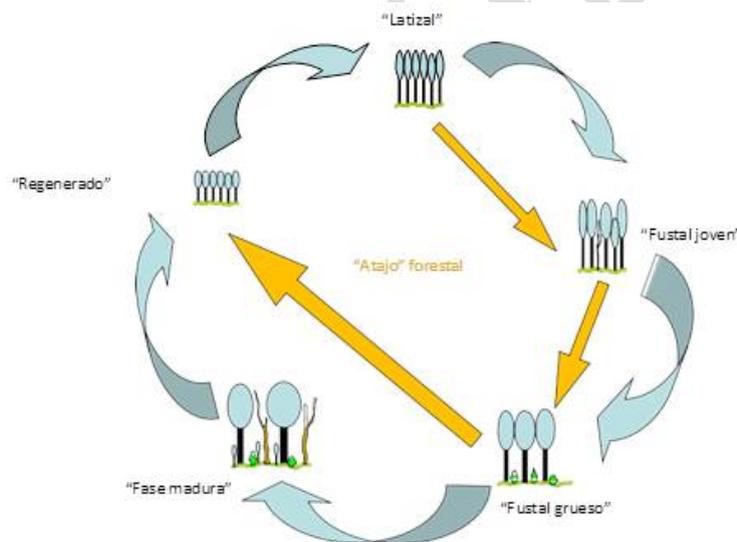


Figura 2. Esquema de las fases en el desarrollo temporal de un rodal, y aceleración o exclusión de ciertas fases por la gestión forestal. Exclusión sistemática de la fase senescente, precisamente la que tiene mayor trascendencia para la conservación de especies amenazadas. Modificado a partir del original en Schwendtner, 2014.

De esta manera, la gestión forestal habitual produce una simplificación de la complejidad estructural y biológica de los montes: la consecución de un aprovechamiento sostenido no siempre implica que el ecosistema forestal sea sostenible (Muñoz y Schwendtner, 2005) e incluso puede suponer una

pérdida de biodiversidad (Gilg, 2005). Esta simplificación además va a tener repercusión en la estructura y composición del bosque durante largo tiempo.

Así, la comparación de riqueza específica o biodiversidad alfa en bosques europeos templados y boreales, explotados y no explotados ofrece los siguientes resultados (Paillet et al., 2010):

- La riqueza total de especies es ligeramente mayor en bosques no explotados que en bosques explotados, y especialmente en el caso de coleópteros saproxílicos, hongos, líquenes y briófitos.
- La riqueza de especies dependientes de la continuidad en el tiempo de la cobertura arbórea, y de la presencia de madera muerta y árboles grandes (briofitas, líquenes, hongos, coleópteros saproxílicos y carábidos), es afectada negativamente por la explotación del bosque.
- Por el contrario las especies de plantas vasculares se ven favorecidas, siendo mayor su riqueza en los bosques manejados.
- La diferencia en la riqueza de aves no es clara, y depende también de factores como los tipos de hábitats colindantes y la estructura del mosaico del paisaje, además de la propia estructura del rodal.
- La diferencia global en la riqueza de especies entre bosques manejados y no manejados se incrementa con el tiempo desde el abandono e indica una recuperación gradual de la biodiversidad. Esta ganancia de especies se produce significativamente en insectos saproxílicos y hongos, y puede ser mucho más lenta en el caso de líquenes y briófitos.
- Dentro de los bosques explotados, la menor riqueza de especies se encuentra en bosques sometidos a cortas a hecho, especialmente si la masa regenerada posteriormente (ya sea de forma natural o por repoblación) está formada por especies diferentes a las propias del hábitat natural en ese sitio. Sin embargo los bosques sometidos a cortas de entresaca no muestran pérdidas significativas en la riqueza de especies respecto a los bosques no explotados.

En cualquier caso hay que resaltar que estas indicaciones de Paillet y colaboradores hacen referencia a la riqueza específica, estudiada como número de especies, sin tener en cuenta su valor ecológico. El valor absoluto de biodiversidad está más relacionado con la rareza y especificidad de las especies que con su número.

3.4. Gestión de rodales maduros

La gestión de los bosques en las áreas protegidas puede incorporar medidas de gestión específicas dirigidas a la madurez forestal. Una primera medida es la puesta en marcha de actuaciones para la identificación de estos rodales, que en la actualidad son muy poco conocidos, y eventualmente el desarrollo de medidas de conservación apropiadas que garanticen su permanencia (como la declaración de figuras de protección)

Desde la perspectiva del gestor o propietario forestal o del responsable de un área protegida, es interesante acotar las condiciones en las que es deseable desarrollar diferentes opciones de gestión, que en principio deberán depender del grado de madurez de los rodales. La Tabla 1 sintetiza el tipo de gestión preferente según el tipo de rodal de que se trate.

En los rodales viejos, la no intervención es la opción de gestión preferente. Se trata de rodales no manejados desde antiguo, en los que debería dejarse operar a los procesos ecológicos naturales. Una vez identificados, puede ser necesario valorar medidas específicas que garanticen su conservación a largo plazo. En ellos puede ser necesaria una cierta regulación del uso público. Son también escenarios

preferentes para la investigación y el seguimiento. En todo caso, debe tenerse presente que la no intervención, cuando se realiza de forma planificada y conforme a unos objetivos establecidos, es una medida de gestión (EUROPARC-España, 2011)

En los rodales maduros, o en proceso de maduración, además de las medidas de prospección, identificación y conservación, puede ser aconsejable la implementación de ciertas intervenciones de tipo proactivo, destinadas a alcanzar o potenciar alguno de los componentes de madurez que puedan faltar en el rodal (por ejemplo incrementar la madera muerta, la superficie de claros, o la heterogeneidad vertical) mediante actuaciones selvícolas. Es importante que estas actuaciones obedezcan a objetivos explícitos y fundamentados (por ejemplo, incrementar las poblaciones de una especie saproxílica amenazada).

En rodales singulares, puede ser aconsejable en ocasiones desarrollar medidas como las mencionadas, dirigidas a promocionar alguno de los atributos de madurez. Sin embargo en estos rodales deben tenerse en cuenta además criterios referentes a su valor cultural (por ejemplo árboles trasmochos).

En el resto de masas, jóvenes o rejuvenecidas por el manejo o los incendios, o en los montes productivos, es precisa una gestión dirigida al incremento de la resiliencia a las perturbaciones y a una mejor adaptación al cambio climático, incrementando su heterogeneidad y diversidad.

La identificación de las características y procesos propios de las etapas maduras del bosque (como la presencia de grandes árboles, de madera muerta, de un estrato arbustivo complejo), y su relación con valores que interesan al gestor (como son la biodiversidad, la resiliencia a las perturbaciones, el almacenamiento de carbono, etc.) son de gran interés para su aplicación a la silvicultura. Los bosques maduros aportan referencias para una silvicultura que imite los procesos naturales y permita incrementar el valor de los montes en explotación, añadiendo a la madera otros valores muy apreciados por la sociedad.

Tabla 1. Medidas de gestión posibles en función del grado de madurez de los rodales

Tipo de rodal	CARACTERÍSTICAS	MEDIDAS DE GESTIÓN
III - PRIMARIOS	Rodales que se han desarrollado sin perturbaciones antropogénicas, y que cubrieron un 80% de la superficie de Europa al final de la última glaciación, son hoy extremadamente escasos. En el ámbito mediterráneo ausentes	<ul style="list-style-type: none"> - Seguimiento e investigación. - Caracterización de procesos ecológicos determinantes - Preservación. - En el ámbito mediterráneo, búsqueda de referencias históricas
IIb - VIEJO	Rodales en avanzado estado de madurez, alcanzando la etapa de senectud. Grandes árboles muy viejos en el límite de su longevidad, junto con pies muertos, además de las características de madurez anteriores	<ul style="list-style-type: none"> - Búsqueda y caracterización prioritaria. - Creación de una red de rodales de referencia - Conservación – declaración bajo figuras de protección específica - Gestión recomendada: preservación, investigación y seguimiento. No intervención
IIa - MADURO	Rodales con un grado de naturalidad elevada, entendida esta como aquellas zonas en que aparecen masas o rodales con cierta madurez y con una baja huella humana, al menos en lo que a extracción de productos se refiere.	<ul style="list-style-type: none"> - Búsqueda y caracterización prioritaria. - Creación de una red de rodales de referencia - Conservación - Gestión recomendada: preservación, investigación y seguimiento + medidas puntuales sobre algunos atributos de madurez
I - SINGULAR	Rodales que presentan algunos atributos de madurez fruto de intervención antigua, especialmente aquellos que más tiempo se tarda en conseguir. Ejemplo de estos casos son Dehesa abandonadas, "Bosques catedral", relictos biogeográficos, rodales refugio de alta biodiversidad	<ul style="list-style-type: none"> - Implementar conocimiento y experiencia obtenidos de la red del seguimiento y caracterización del nivel II (y III) red de rodales de referencia. - Búsqueda y caracterización prioritaria. - Gestión recomendada: actuaciones encaminadas a conseguir aquellas características de madurez que faltan con especial atención a procesos ecológicos ausentes o sobrerrepresentados por motivos artificiales: acotados al pastoreo, anillamientos, trasmochos, etc. - Estas actuaciones podrían propiciar a medio plazo el paso al nivel II.
0 - NATURALES, ARTIFICIALES NATURALIZADAS	Resto de masas naturales jóvenes o rejuvenecidas por el manejo o las perturbaciones, y masas artificiales (con especies autóctonas) naturalizadas	<ul style="list-style-type: none"> - Implementar conocimientos y experiencias de las actuaciones en niveles I y II. Selvicultura próxima la naturaleza / potenciación de atributos de madurez - Establecer mediante normativa e instrumentos de planificación forestal/conservación en áreas protegidas como uno de los objetivos de conservación la creación en cada monte de un rodal (ej 35 de navarra) de reserva con un objetivo claro de conservación de la biodiversidad y que quede a libre evolución. - A largo plazo estas áreas de reserva podrían llegar a nivel I e incluso II.

4. BIODIVERSIDAD ASOCIADA A LOS BOSQUES MADUROS

Las especiales características estructurales de los bosques maduros son el hábitat de gran número de especies altamente especializadas, que no tienen cabida en las fases más jóvenes del bosque y quedan por ello restringidas a los rodales más maduros. La escasez de este tipo de situaciones de madurez hace que la biodiversidad forestal relacionada con fases senescentes del bosque haya llegado a hacerse tan escasa que se puede afirmar que la mayor parte de las especies amenazadas del medio forestal se localizan en bosques maduros (Schwendtner et al, 2005).

Entre los diferentes aspectos estructurales característicos de los bosques maduros, **la madera muerta de grandes dimensiones** es la más directamente relacionada con una biodiversidad especializada (Gao et al., 2015). La madera muerta de grandes dimensiones puede presentar múltiples estados de descomposición y cada uno de ellos constituye el hábitat de numerosos taxones (varios millares de especies de insectos y hongos en total), especializados en el aprovechamiento directo de este recurso, o bien en utilizarlo como cobijo y fuente de alimentación. Su descomposición libera carbono y los elementos minerales almacenados en la celulosa y la lignina para ponerlos una vez más a disposición de las plantas. Estos elementos son a menudo redistribuidos alrededor de los árboles muertos debido a la acción de los hongos saproxílicos y sus redes miceliarias (Simard et al, 2015). La madera muerta también puede actuar como un vivero de plántulas de determinadas especies (sobre todo en los bosques con una gruesa capa orgánica), habiéndose comprobado también un efecto positivo de protección de las semillas de árboles frente a patógenos (Lonsdale et al, 2008)

Este complejo hábitat cambia con el tiempo debido al proceso de descomposición y permite hablar de una sucesión asociada a dicha descomposición. Las especies potencialmente dañinas (susceptibles de comportarse como plagas o patógenos en el arbolado sano) sólo aparecen durante los primeros años de la sucesión, mientras que las especies más raras (frecuentemente amenazadas) aparecen sobre todo en los estados tardíos de la sucesión. A lo largo de esta sucesión se pasa de especies especializadas en el hospedante a un estado en el cual pierde importancia la especie concreta de árbol y aumenta en importancia los tipos de microhábitats disponibles y el estado de descomposición (Méndez, 2009).

La existencia de **grandes árboles**, junto con **árboles muertos en pie** también se relaciona con su peculiar biodiversidad, por su papel en la generación de microhábitats indispensables para las especies forestales (Sandström 1998; Carlson et al. 1998, Camprodon 2003; Gao et al 2015). La formación de cavidades (huecos, pliegues, etc.) en árboles depende de diversos procesos (infecciones por hongos, ataques por insectos, perforaciones por termitas y pájaros carpinteros, caída de rayos, fuego y caída natural de ramas) que se incrementan y acumulan con la edad del árbol, y por tanto son más frecuentes en rodales viejos. La aparición de cavidades en el tronco solamente se da a partir de un cierto diámetro (alrededor de los 30 cm) y la proporción de árboles con cavidades se incrementa de manera exponencial con el diámetro, hasta el punto que solamente el 5% de los árboles con diámetros entre 40-50 cm tienen cavidades, mientras que el 50% de los árboles con diámetros entre 70-80 cm tienen cavidades (Flaquer et al, 2007). Además, los árboles viejos con madera muerta en sus troncos y ramas permiten el desarrollo de una poblada flora epífita (líquenes, musgos, lianas, etc.) hábitat de numerosos artrópodos, a su vez alimento de las aves insectívoras (Ferris-Kaan et al. 1993).

Por ejemplo, en el pino silvestre las cavidades se encuentran en ejemplares de 150 años o más (a partir de la clase diametral 30; Sandström, 1992); en el caso del haya la probabilidad de que se originen cavidades por malformaciones, podredumbres y heridas, se incrementa a partir de las clases diametrales

50-55 cm (Camprodon 2003). Dado que el turno de corta está en torno a los 80-120 años, estos árboles son muy escasos o inexistentes en los bosques con aprovechamiento maderero.

Otra característica diferencial de los bosques maduros es la mayor **heterogeneidad estructural**: una mayor complejidad vertical (varios estratos) y horizontal (aperturas en el dosel), junto con una estructura de edades en el dosel más variada, lo que se traduce en diversidad de diámetros. Esto se relaciona con una mayor biodiversidad, al ofrecer un mayor conjunto de posibles ambientes o micro-hábitats (Vallauri et al. 2010).

Por último, la **permanencia en el tiempo** permite que se desarrolle una comunidad más compleja y completa, tanto por el mayor desarrollo del suelo como de los propios árboles. Así por ejemplo, la corteza o ritidoma de los árboles muy viejos, a menudo de más de 300 años, tiene unas características físico- químicas que no se dan en los troncos más jóvenes, que propicia que aparezca una flora líquénica particular de los rodales viejos.

4.1. Especies indicadoras de madurez forestal

Los bosques explotados de forma regular e intensa, pueden presentar ricas biocenosis, pero en general las especies presentes se limitan a los taxones menos exigentes. Son los grupos más especializados como ciertos hongos ligados en general a sucesiones heterótrofas, insectos saproxílicos, algunas aves (pájaros carpinteros), y algunos mamíferos (murciélagos forestales), los que están más claramente ligados a los ambientes propios de bosques maduros (Schwendtner et al, 2005; Mikusinski et al., 2001; Drever et al., 2008, Roberge et al., 2008)

4.1.1. Aves asociadas a los bosques maduros

La mayoría de especies de aves forestales que pueden asociarse a bosques maduros tienen su origen geográfico en los bosques caducifolios centroeuropeos. A medida que su distribución avanza hacia el sur, disminuye la riqueza y la abundancia (Blondel 1985, Tellería 1992), de modo que los países mediterráneos son relativamente pobres en especies de aves forestales en comparación con las regiones más nórdicas del continente europeo: escasos endemismos y amplia dispersión de los baricentros al SW del Paleártico para aquellas especies que crían en la región mediterránea (Covas y Blondel 1998). No obstante, las zonas montañosas mantienen poblaciones de origen centroeuropeo o boreal: los Pirineos, la Cordillera Cantábrica e incluso el Sistema Ibérico norte acogen algunas especies de ambientes forestales fríos: el urogallo (*Tetrao urogallus*), el mochuelo boreal (*Aegolius funereus*), el pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*), el picamaderos negro (*Dryocopus martius*), el pico mediano (*Leipicus medius*), el carbonero palustre (*Poecile palustris*), el reyezuelo sencillo (*Regulus regulus*) o el agateador norteño (*Certhia familiaris*) son algunas de ellas. Llegaron al sur de Europa con las últimas glaciaciones del Würm, y quedaron aisladas en las montañas más altas una vez se retiraron los glaciares. Por tanto, buena parte de las especies forestales ibéricas pertenecen a esta irradiación centroeuropea, y la Península representa para muchas de ellas el límite meridional de distribución (Hagemeijer y Blair 1997).

No puede hablarse de aves exclusivas de bosques maduros, por lo menos a escala ibérica, ni de especies indicadoras de madurez de forma inequívoca, sino que hay que recurrir a grupos funcionales de especies, asociadas a diferentes estructuras propias de los bosques maduros.

Las aves asociadas a bosques maduros son en su mayor parte especialistas en explotar los recursos de los bosques, pudiendo distinguirse entre especies que perforan los árboles para construir sus nidos (pícid), especies ocupantes secundarios de estas cavidades, (agateadores, trepador azul y rapaces nocturnas forestales), y ocupantes de las copas (fundamentalmente páridos).

Existe una relación positiva entre el tamaño del arbolado y la presencia de aves perforadoras (Beebe, 1974; Carlson et al. 1998). Por una parte, estas especies prefieren agujeros a gran altura y de pequeño tamaño para librarse de depredadores, y paredes gruesas para conseguir aislamiento, condiciones que sólo pueden ofrecer los grandes árboles (de más de 30 cm de diámetro normal), Por otra, muchas especies se alimentan de forma preferente en estos árboles más grandes (Robles et al. 2007). La tendencia a ocupar rodales más maduros se cita en los picos, especialmente en pito negro (*Dryocopus martius*), el pico dorsiblanco (*Dendrocopos leucotos*) y el pico mediano (*Leiopicus medius*) (Camprodon et al. 2007).

El número de cavidades está influido por la composición de especies del dosel, la intensidad del tratamiento forestal, la cantidad de madera muerta o moribunda, el diámetro normal, la altura y la edad de los árboles y las malformaciones (Sandström 1998, Carlson et al. 1998, Camprodon 2003).

La proporción de árboles grandes en un bosque está también asociada con una mayor densidad y variedad de los paseriformes ocupantes secundarios de cavidades en árbol, que las utilizan para criar y refugiarse, en especial el trepador azul (*Sitta europea*), los agateadores (*Certhia brachydactyla* y *Certhia familiaris*) y el herrerillo común (*Cyanistes caeruleus*) (Camprodon 2003, 2014; Camprodon et al. 2008). Entre ellos, el trepador azul se puede considerar la especie de ave ibérica mejor indicadora de la madurez de los bosques: su abundancia se incrementa con la edad y el grosor del arbolado y la presencia de madera muerta en pie (Camprodon 2003).

Una relación similar con la edad y grosor del arbolado se encuentra también en paseriformes centroeuropeos ocupantes secundarios de cavidades, tanto las más comunes (carbonero común, herrerillo común, trepador azul, agateador común, estornino pinto (Robles et al 2011), como especies raras en la península Ibérica, como el papamoscas cerrojillo (*Ficedula hypoleuca*), el papamoscas collarino (*Ficedula albicollis*) y el colirrojo real (*Phoenicurus phoenicurus*) (Wesołowski 2007). El mochuelo boreal (*Aegolius funereus*), ocupante secundario de cavidades de pícido muestra una tendencia similar por lo que respecta a la selección de rodal para anidar (Mariné y Dalmau 2000).

En resumen, los árboles viejos, y por tanto grandes - de al menos 30 cm de diámetro normal- son un factor determinante para las aves forestales, ya que es en estos ejemplares donde se generan las oquedades que precisan, ya sea por la excavación de nidos de pícidos o por perturbaciones, roturas, etc (Camprodon et al. 2007).

Además, existe una correlación significativa entre la cantidad de madera muerta y la densidad de aves cavernícolas, dado que los grandes pies muertos en pie son aptos para la nidificación de las aves perforadoras, y con ellas de los ocupantes secundarios de sus huecos (Sandström 1992, Camprodon 2003, Redolfi et al. 2016).

4.1.2. Quirópteros forestales

La mayoría de las especies de murciélagos utilizan los bosques en algún momento de su ciclo vital, ya sea para cazar, hibernar, como refugio temporal, etc. Sin embargo algunas especies se pueden considerar más íntimamente ligadas a los ambientes forestales; los denominados “forestales estrictos”. Dentro de esta categoría pueden incluirse nueve especies de las citadas en la Península Ibérica: el nóctulo pequeño (*Nyctalus leisleri*), el nóctulo grande (*Nyctalus lasiopterus*), el nóctulo mediano (*Nyctalus noctula*), el murciélago de bosque (*Barbastella barbastellus*), el orejudo septentrional (*Plecotus auritus*), el orejudo alpino (*Plecotus macrobullaris*), el murciélago bigotudo (*Myotis mystacinus*), el murciélago bigotudo enano (*Myotis alcahoë*) y el de Bechstein (*Myotis bechsteini*).

Estos quirópteros forestales dependen muy directamente de la calidad trófica y estructural del hábitat, de donde obtienen los recursos tróficos y los refugios donde pasan los periodos de inactividad. Las especies estrictamente forestales cazan en el interior de bosque o en los linderos y se refugian principalmente en cavidades de los árboles (aunque algunas son de hábitos fisurícolas o cavernícolas, como el murciélago común (*Pipistrellus pipistrellus*), el murciélago de Cabrera (*Pipistrellus pygmaeus*), el murciélago ratonero ribereño (*Myotis daubentonii*) y el murciélago ratonero gris (*Myotis nattereri*), y pueden combinar ambos tipos de refugio en función de su disponibilidad). Son además muy sensibles a las alteraciones del hábitat, lo que les hace muy vulnerables (Vaughan et al. 1997, Grindal y Brigham 1999, Swystun et al. 2001, Kusch et al. 2004, Kusch y Idelberger 2005, Menzel et al. 2005, Flaquer et al. 2007a).

La riqueza de especies de quirópteros forestales y la actividad de las mismas se ha demostrado significativamente mayor dentro de los bosques que en las zonas a su alrededor, y se incrementa con algunos de los parámetros que caracterizan a los bosques maduros (Camprodon et al. 2009; Camprodon y Guixé 2007). En concreto, bosques con árboles grandes (más de 45cm de diámetro normal), estructuras heterogéneas y abundante madera muerta se asocian a los quirópteros forestales de forma preferente. Esta relación tiene que ver con la mayor disponibilidad de refugio (cavidades) que ofrecen tanto los árboles de gran porte como los fustes muertos en pie, junto con una mayor disponibilidad de recursos tróficos (Kunz 1982; Russo et al 2004). Así, la presencia de quirópteros forestales puede interpretarse como un síntoma de la madurez del bosque.

Todos estos factores están condicionados por la gestión forestal: los árboles viejos, muertos o deformados habitualmente se consideran negativos para el aprovechamiento comercial de la madera, por lo que son eliminados, reduciendo así las oportunidades para el establecimiento de los quirópteros (Flaquer et al. 2008).

Tabla 2. Quirópteros ibéricos estrictamente forestales en la Península Ibérica

Nombre castellano	Nombre científico	Categoría de amenaza*
Murciélago ratonero forestal	<i>Myotis bechsteinii</i>	Vulnerable
Murciélago ratonero bigotudo enano	<i>Myotis alcathoe</i>	-
Murciélago bigotudo	<i>Myotis mystacinus</i>	Vulnerable
Murciélago de bosque	<i>Barbastella barbastellus</i>	-
Orejudo septentrional	<i>Plecotus auritus</i>	-
Orejudo alpino	<i>Plecotus macrobullaris</i>	-
Nóctulo grande	<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Vulnerable
Nóctulo mediano	<i>Nyctalus noctula</i>	Vulnerable
Nóctulo pequeño	<i>Nyctalus leisleri</i>	-

* Fuente: Catalogo Español de Especies Amenazadas, MAPAMA

4.1.3. Coleópteros saproxílicos

La biodiversidad asociada a la descomposición de la madera muerta - denominada saproxílica - alberga una de las comunidades más ricas y complejas de los ecosistemas terrestres (Harmon et al. 1986,

Speight 1989). Una cuarta parte de las especies forestales en bosques templados lo son (Stokland, 2003) (hongos, líquenes, invertebrados artrópodos, etc.), pudiendo alcanzar proporciones más elevadas según el tipo de bosque (Grove, 2002). Los organismos saproxílicos más diversificados, considerando sólo los macroscópicos, son los insectos y los hongos saprófitos de la madera (Speight, 1989). Dentro de los insectos, los órdenes que presentan más diversidad son coleópteros, himenópteros y dípteros.

La diversidad dominante de los coleópteros en este grupo funcional, con 2.500 especies ibéricas y macaronésicas aproximadamente, es el principal motivo de su elección como indicadores de la comunidad saproxílica y procesos asociados a la descomposición de la madera muerta (Grove, 2002; Lachat et al. 2012). Otras razones son las múltiples relaciones con los diferentes componentes de la biodiversidad saproxílica (Quinto et al. 2012; Zuo et al. 2016), desempeñando, junto a los hongos, un papel clave en los procesos de descomposición (Geib et al. 2008; Ulyshen, 2015, 2016); la presencia en prácticamente todos los hábitats forestales y en la mayor parte de los microhábitats de la madera muerta; el mayor conocimiento de su ecología con respecto a otros grupos taxonómicos; y por último, la larga experiencia en los métodos de estudio (Økland, 1996; Bouget et al. 2009a, b; Quinto et al., 2013). Además, hay un conjunto numeroso de escarabajos saproxílicos estenotópicos que sólo ocupan microhábitats, actualmente muy escasos, asociados a la madurez (Ranius, 2002; Gouix, 2013).

El uso prioritario de los coleópteros en la investigación y los estudios para la conservación de los organismos saproxílicos desarrollados en las últimas décadas, principalmente en el norte de Europa, pero también en Norteamérica y Oceanía, han permitido entrever una serie de relaciones con los bosques maduros y elementos de madurez. Así, tanto la riqueza de especies como la abundancia, están relacionadas con la madurez del rodal (Martikainen et al. 2000; Lassauce et al. 2013), explicado principalmente por ser hábitats con un mayor volumen de madera muerta, una mayor heterogeneidad del hábitat (estados de descomposición, tipologías, etc.) y presencia de árboles viejos. En rodales de frondosas, la mayor riqueza de coleópteros responde también a una mayor calidad de los microhábitats (Ranius, 2000), un factor difícil de caracterizar y dónde los coleópteros adquieren especial relevancia como bioindicadores. Un ejemplo son las oquedades de las dehesas ibéricas, dónde se han encontrado una relación entre el volumen y calidad de la materia orgánica de la oquedad y composición de la comunidad saproxílica (Quinto et al. 2014) a partir de la caracterización de estos microhábitats y el muestreo de coleópteros y dípteros sírfidos (Diptera: Syrphidae).

Por otra parte, cabe destacar las especies asociadas a elementos de madurez (Russo et al. 2010; Müller et al. 2005; Chiari et al. 2012; Hjältén et al., 2012), como especies estenoicas, relictas o listadas en la Lista Roja de la UICN (Nieto y Alexander, 2010; Recalde, 2010), que mantienen una relación con la calidad del hábitat y presentan un uso válido para la detección de microhábitats de elevado valor para la conservación.

No obstante, es importante tener en cuenta que la presencia de una especie no tiene porqué ser indicadora de un rodal maduro por sí sola. Un ejemplo lo encontramos en *Limoniscus violaceus* (Müller, 1821) (Coleoptera: Elateridae), una especie muy amenazada que se desarrolla en cavidades basales del género *Quercus* o *Fagus*. Se conoce su existencia en tres localidades de la Península Ibérica en rodales maduros (Sánchez y Recalde, 2012), aunque en Francia se puede encontrar en árboles viejos solitarios en paisajes de *bocages* (Gouix, 2013). Basarse, pues, en la presencia de una sola especie como indicadora de un hábitat forestal maduro puede conducir a errores, aun sabiendo que su presencia nos puede indicar un microhábitat de persistencia a largo plazo.

La utilización, por tanto, de los coleópteros saproxílicos como indicadores de rodales maduros o de referencia es una herramienta válida, siempre y cuando, se trabaje a nivel de comunidad o de un conjunto de especies asociadas a elementos de madurez (Speight, 1989). Por ejemplo, en Francia, se ha

utilizado un listado de 300 especies para la evaluación del valor biológico y localización de rodales de referencia (Brustel, 2004 y 2007; Bouget et al., 2008). Sin embargo, cabe preguntarse qué sentido tiene este uso de la comunidad de coleópteros saproxílicos sabiendo que un inventario forestal planificado con este objetivo puede ser más eficaz (Grove, 2002; Gao et al. 2015). La respuesta radica en el nivel de conocimiento que se quiere respecto a la determinación de un bosque maduro o qué elementos o procesos de madurez se quieren detectar. Y es aquí donde los coleópteros saproxílicos pueden desarrollar un papel más relevante, más allá de ser indicadores de estructuras de madurez, sino como indicadores de procesos relacionados con la descomposición de la necromasa leñosa. Una información que entraña una gran dificultad técnica y un elevado presupuesto en un inventario forestal convencional. Por ejemplo, la presencia de *Cetonia aurataeformis* (Curti, 1913) u *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Coleoptera: Cetoniidae) son indicadoras, a parte de un tipo de microhábitats, de una serie de procesos de descomposición gracias a la acción de las larvas que enriquecen la cantidad de N y C del mantillo (Jönsson et al. 2004; Micó et al. 2011; Sánchez et al. 2016) y que permiten una sucesión diferente de especies descomponedoras (Ranius, 2002).

Para los bosques españoles todavía no se ha confeccionado una lista de las especies asociadas a bosques maduros. A modo de ejemplo, se ofrece una lista de especies saproxílicas asociada a microhábitats de larga persistencia, o que sólo se encuentra en bosques con un avanzado estado de madurez.



Regeneración en pequeña perturbación. Foto: Enrique Arrechea

Tabla 3. Coleópteros saproxílicos vinculados a hábitats propios de bosques maduros

Familia	Especie	Bioregión	Árbol asociado	Hábitat
Aderidae	<i>Euglenes oculatus</i> (Paykull, 1798)	Eurosiberiana	Quercus	Hongos de oquedades en árboles viejos
Anthribidae	<i>Platystomos albinus</i> (Linnaeus 1758)	Eurosiberiana	Fronosas	Hongos saproxílicos
Biphyllidae	<i>Diplocoelus fagi</i> (Chevrolat 1837)	Eurosiberiana	Fronosas	Hongos saproxílicos
Bostrychidae	<i>Stephanopachys brunneus</i> (Wollaston, 1862)	Macaronésica	<i>Pinus canariensis</i>	Subcortícola en madera muerta gruesa
Bothrideridae	<i>Bothrideres interstitialis</i> (Heyden, 1870)	Mediterránea	Quercus/Fagus	Oquedades en árboles viejos
Buprestidae	<i>Buprestis splendens</i> (Fabricius, 1775)	Mediterránea	Pinus	Grandes troncos
Cerambycidae	<i>Tragosoma deparium</i> (Linnaeus, 1767)	Borealpina	<i>Pinus uncinata</i>	Grandes troncos
Cerophytidae	<i>Cerophytum elateroides</i> (Latreille, 1804)	Eurosiberiana/ Mediterránea	Quercus	Árboles viejos
Cetoniidae	<i>Osmoderma eremita</i> (Scopoli, 1763)	Eurosiberiana/ Mediterránea	Quercus/Fagus	Oquedades no basales en árboles viejos
Cleridae	<i>Tillus elongatus</i> (Linnaeus 1758)	Eurosiberiana	Fronosas	Abundancia de grandes troncos
Cucujidae	<i>Cucujus cinnaberinus</i> (Scopoli, 1774)	Eurosiberiana	Fronosas / Coníferas	Grandes troncos
Curculionidae	<i>Camptorhinus statua</i> (Rossi 1790)	Eurosiberiana	Quercus	Grandes ramas muertas
Elateridae	<i>Limoniscus violaceus</i> (Müller, 1821)	Eurosiberiana/ Mediterránea	Quercus/Fagus	Oquedades basales en árboles viejos
Endomychidae	<i>Mycetina cruciata</i> (Schaller 1783)	Eurosiberiana	Fronosas/ Coníferas	Hongos saproxílicos
Erotylidae	<i>Triplax lacordairii</i> (Crotch, 1870)	Mediterránea	Fronosas/ Coníferas	Hongos saproxílicos
Eucnemidae	<i>Farsus dubius</i> (Piller & Mitterbacher, 1783)	Mediterránea	Fronosas	Troncos descompuestos
Histeridae	<i>Merohister ariasi</i> (Marseul 1864)	Mediterránea	Fronosas	Depredador
Laemophlaeidae	<i>Notolaemus unifasciatus</i> (Latreille 1804)	Eurosiberiana	Mediterránea	Depredador subcortícola en grandes troncos
Leiodidae	<i>Anisotoma humeralis</i> (Fabricius 1792)	Holártica	Eurosiberiana	Hongos subcortícolas
Lucanidae	<i>Aesalus scarabaeoides</i> (Panzer, 1794)	Eurosiberiana	Fronosas	Troncos descompuestos pudrición parda
Lycidae	<i>Pyropterus nigroruber</i> (DeGeer, 1774)	Eurosiberiana	Fronosas	Depredador
Lymexylidae	<i>Lymexylon navale</i> (Linnaeus, 1758)	Eurosiberiana/ Mediterránea	Quercus/Fagus	Viejos árboles i madera muerta

Familia	Especie	Bioregión	Árbol asociado	Hábitat
				gruesa
Melandryiidae	<i>Melandrya caraboides</i> (Linnaeus 1761)	Eurosiberiana	Fronosas	Pudrición blanca
Mordellidae	<i>Mordellochroa milleri</i> (Emery, 1876)	Eurosiberiana	Fronosas	Madera recién muerta
Mycetophagidae	<i>Mycetophagus quadriguttatus</i> (Müller, 1821)	Eurosiberiana	Quercus	Hongos saproxílicos
Oedemeridae	<i>Nacerdes carniolica</i> (Gistel 1834)	Europea	Coníferas	Grandes troncos
Ptinidae	<i>Ptinomorphus angustatus</i> (Brisout, 1862)	Mediterránea	Quercus	Xilófaga
Pyrochroidae	<i>Pyrochroa coccinea</i> (Linnaeus 1760)	Europea	Fronosas	Abundancia de grandes troncos
Pythidae	<i>Pytho depressus</i> (Linnaeus 1767)	Eurosiberiana	Coníferas	Subcortícola en grandes troncos muertos
Rhysodidae	<i>Rhysodes sulcatus</i> (Fabricius, 1787)	Boreoalpina	Coníferas	Mixomicetos saproxílicos
Salpingidae	<i>Vincenzellus ruficollis</i> (Panzer 1794)	Eurosiberiana	Fronosas	Depredador
Scirtidae	<i>Prionocyphon serricornis</i> (P.W.J. Muller, 1821)	Eurosiberiana	Fronosas	Cavidades con agua (dendrotelmas)
Scraptiidae	<i>Cyrtanaspis phalerata</i> (Germar 1847)	Europea	Fronosas con coníferas	Madera muerta en descomposición
Silvanidae	<i>Dendrophagus crenatus</i> (Paykull 1799)	Boreoalpina	Coníferas	Subcortícola en grandes troncos muertos
Sphindidae	<i>Aspidiphorus lareyniei</i> (Jacquelin du Val, 1859)	Mediterránea	Coníferas/ Fronosas	Mixomicetos saproxílicos
Staphylinidae	<i>Scaphidium quadrimaculatum</i> (Olivier, 1790)	Eurosiberiana	Coníferas/ Fronosas	Subcortícola en grandes troncos muertos
Tenebrionidae	<i>Prionychus ater</i> (Fabricius, 1775)	Mediterránea	Fronosas	Oquedades en árboles viejos
Teredidae	<i>Teredus cylindricus</i> (Olivier 1790)	Eurosiberiana/ Mediterránea	Acer/Alnus	Subcortícola en grandes troncos muertos
Tetratomidae	<i>Tetratoma baudieri</i> (Perris, 1864)	Mediterránea	Quercus/Fraxinus	Hongos saproxílicos
Throscidae	<i>Aulonothroscus laticollis</i> (Ribinsky, 1897)	Eurosiberiana	Quercus	Pudrición parda en robles viejos
Trogidae	<i>Trox scaber</i> (Linnaeus, 1767)	Eurosiberiana	Quercus	Nidos o madrigueras en árboles viejos
Trogossitidae	<i>Calitys scabra</i> (Thunberg, 1784)	Boreoalpina	Pinus	Subcortícola
Zopheridae	<i>Pycnomerus terebrans</i> (A.G. Olivier, 1790)	Eurosiberiana	Quercus	Grandes árboles muertos

4.1.4. Flora vascular

Los rodales maduros presentan algunos rasgos comunes en lo que respecta a su composición florística. En general contienen una mayor proporción de especies tolerantes a la sombra (esciófilas), debido a la alta cobertura del dosel arbóreo, que no permite un completo paso de la luz a los estratos inferiores (Hermy et al. 1999). Entre ellas, las especies con tendencias nitrófilas tienen menos interés que las no nitrófilas⁵.

Los rodales maduros contienen también una mayor diversidad de tipos biológicos, entre los que adquieren mayor relevancia los macrofanerófitos y los escandentes, siendo menos relevantes los terófitos.

Tabla 4. Especies por tipos biológicos presentes en los tilares relicticos del Sistema Ibérico Meridional (García Cardo, en prep.)

Macrofanerófitos	Meso y nanofanerófitos	Escandentes	Terófitos, Hemicriptófitos, Geófitos, etc.
<i>Acer monspessulanum</i> , <i>Betula pendula</i> subsp. <i>fontqueri</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Ilex</i> <i>aquifolium</i> , <i>Populus tremula</i> , <i>Salix caprea</i> , <i>Sorbus aria</i> , <i>Sorbus torminalis</i> , <i>Sorbus</i> <i>latifolia</i> , <i>Taxus baccata</i> , <i>Tilia</i> <i>platyphyllos</i> , <i>Ulmus glabra</i>	<i>Buxus sempervirens</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Euonymus europaeus</i> , <i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Prunus</i> <i>mahaleb</i> , <i>Rhamnus alpina</i> , <i>Rhamnus catharticus</i> , <i>Ribes</i> <i>alpinum</i> , <i>Ribes uva-crispa</i> , <i>Viburnum lantana</i>	<i>Clematis vitalba</i> , <i>Hedera</i> <i>helix</i> , <i>Lonicera xylosteum</i>	<i>Alliaria petiolata</i> , <i>Arabis turrita</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Campanula trachelium</i> , <i>Convallaria majalis</i> , <i>Epipactis</i> <i>microphylla</i> , <i>Geranium</i> <i>robertianum</i> , <i>Hepatica nobilis</i> , <i>Laserpitium latifolium</i> , <i>Laserpitium nestleri</i> , <i>Lathyrus</i> <i>pisiformis</i> , <i>Melica uniflora</i> , <i>Monotropa hypopitys</i> , <i>Neottia</i> <i>nidus-avis</i> , <i>Poa nemoralis</i> , <i>Sanicula europaea</i> , etc.

Se encuentran además con más frecuencia especies con baja capacidad de dispersión y de colonización, lo que es un indicador de la permanencia del dosel del bosque durante un largo periodo (Wulf, 1997; Hermy et al. 1999). Esta permanencia en el tiempo de los bosques maduros, que asegura que las condiciones ecológicas en el mismo se han mantenido estables durante los últimos siglos, determina también una mayor frecuencia en ellos de especies relicticas integradas en la composición florística (aquellas que han quedado aisladas de sus poblaciones de origen al cambiar el clima durante las glaciaciones). Para cada territorio estas especies serán diferentes, pues especies que en un área geográfica tienen carácter relictico pueden no tenerlo en otro.

⁵ Así por ejemplo para los bosques del Sistema Ibérico Meridional pueden considerarse como especies esciófilas *Aquilegia vulgaris*, *Arabis turrita*, *Astrantia major*, *Brachypodium sylvaticum*, *Campanula trachelium*, *Carex depauperata*, *Carex digitata*, *Convallaria majalis*, *Elymus caninus*, *Epipactis microphylla*, *Helleborus foetidus*, *Hepatica nobilis*, *Laserpitium latifolium*, *Laserpitium nestleri*, *Lathyrus pisiformis*, *Lathyrus vernus*, *Melica uniflora*, *Poa nemoralis*, *Polypodium cambricum*, *Sanicula europaea* y *Vicia sepium*, y como especies escionitrófilas *Alliaria petiolata*, *Geranium robertianum*, *Lapsana communis*, *Moehringia trinervia*, *Mycelis muralis* y *Polygonatum odoratum*.

Tabla 5. Especies relicticas en el Sistema Ibérico Meridional, asociadas a bosques (García Cardo, en prep.)

Especie	Origen	Nivel de disyunción
<i>Actaea spicata</i>	Euroasiática	Alto
<i>Adonis vernalis</i>	Euroasiática	Medio
<i>Astrantia major</i>	Eurosiberiana	Alto
<i>Atropa baetica</i>	Iberonorteaficana	Alto
<i>Betula pendula</i> subsp. <i>fontqueri</i>	Iberonorteaficana	Alto
<i>Campanula latifolia</i>	Euroasiática-Norteaficana	Muy alto
<i>Carex digitata</i>	Eurosiberiana	Alto
<i>Convallaria majalis</i>	Europea	Alto
<i>Dactylorhiza sambucina</i>	Euroasiática	Alto
<i>Daphne mezereum</i>	Euroasiática	Muy alto
<i>Dictamnus albus</i>	Eurosiberiana	Medio
<i>Epipactis microphylla</i>	Euroasiática	Medio
<i>Euonymus latifolius</i>	Europea, Iranoturaniana y Norteaficana	Muy alto
<i>Laserpitium latifolium</i>	Europea	Alto
<i>Lathyrus pisiformis</i>	Euroasiática	Muy Alto
<i>Lathyrus vernus</i>	Euroasiática	Alto
<i>Lonicera splendida</i>	Bético-Sistema Ibérico	Alto
<i>Monotropa hypopitys</i>	Circumboreal	Medio
<i>Orthilia secunda</i>	Circumboreal	Muy Alto
<i>Potentilla micrantha</i>	Eurosiberiana	Alto
<i>Pyrola chlorantha</i>	Circumboreal	Alto
<i>Quercus petraea</i>	Euroasiática	Alto
<i>Rhamnus catharticus</i>	Eurosiberiana	Medio
<i>Rubus saxatilis</i>	Euroasiática	Muy Alto
<i>Tilia platyphyllos</i>	Euroasiática	Alto
<i>Ulmus glabra</i>	Euroasiática	Medio
<i>Viburnum tinus</i>	Mediterránea	Bajo
<i>Xiphion serotinum</i>	Bético-Sistema Ibérico	Alto

La falta de etapas maduras y senescentes del bosque en Europa determina que muchas de las especies más estrictamente ligadas a estos ambientes mantengan poblaciones muy bajas, y se encuentren por tanto catalogadas bajo algún grado de amenaza. Por ello en los rodales maduros la proporción de especies muy escasas o amenazadas es a menudo elevada (Wulf, 1997).

A pesar de estas características diferenciales, la evaluación del nivel de madurez de un bosque en función de su composición florística no es una tarea fácil, pues la presencia o ausencia de determinadas especies vegetales no es un dato suficiente para evaluar dicho estado (Rose, 1999). Incluso especies consideradas asociadas a bosques viejos en un determinado lugar pueden aparecer en rodales manejados o incluso zonas abiertas en otras condiciones ambientales (Hermý et al. 1999).

Sería por tanto necesario elaborar listados de especies indicadoras de madurez adaptadas a cada tipo de hábitat forestal y cada región biogeográficas, ya que la composición específica varía con la geología, la topografía, el clima y la historia locales (Rose, 1999). Para valorar el grado de madurez de un rodal dado, será necesario establecer referencias para comparar cada tipo de bosque presente dentro de cada territorio biogeográfico, valorando de forma conjunta los criterios aquí esbozados: composición de especies, proporción de nanofanerófitos/escandentes, dominancia de hábitats arbóreos, cobertura del dosel y presencia de especies relicticas y amenazadas.

4.1.5. Líquenes y briófitos

Los líquenes y los briófitos son organismos altamente sensibles a pequeños cambios ambientales ya que su fisiología está fuertemente acoplada a la humedad, la radiación solar y las condiciones de temperatura, y por tanto muy útiles para detectar cambios en las condiciones ambientales (Aragón et al., 2015). En general, los líquenes y briófitos que se encuentran en hábitats nemorales como son los bosques con alto grado de cubierta son más sensibles a los cambios ambientales, porque son fuertemente dependientes de la humedad atmosférica y sufren fotoinhibición cuando están expuestos a una mayor luz solar que la que reciben en su entorno normal, por lo que su presencia puede indicar largos periodos de continuidad del bosque con cubiertas cerradas, y al contrario los bosques maduros permiten la presencia de especies que no podrían encontrarse en zonas con aperturas frecuentes del dosel forestal.

En cuanto a la riqueza de especies, aunque en zonas abiertas en ocasiones puede haber mayor diversidad específica, la estructura del bosque constituye el principal factor determinante de la calidad del hábitat para estos organismos a escala local (Belinchón et al., 2011), lo que hace que en bosques maduros sea mayor la riqueza de especies de líquenes y musgos, especialmente los epífitos (Boch et al, 2013). En este sentido, numerosos trabajos en diferentes climas han puesto de manifiesto la importancia de los bosques maduros para la calidad del hábitat de epífitos derivada de su heterogeneidad, y especialmente de la diversidad de especies arbóreas, y la existencia de árboles de diferentes edades y tamaños, tanto árboles muy grandes (Hofmeister et al., 2015), como árboles de pequeño tamaño (Hofmeister et al., 2015; Merinero, 2015). Además a microescala, las características de los árboles determinan también la heterogeneidad y disponibilidad de microhábitats y microclimas adecuados que condicionan la distribución y abundancia de los líquenes epífitos: las más relevantes son la edad y el tamaño de los árboles, y características de su corteza como el pH y la rugosidad (Merinero, 2015).

Otro importante hábitat para la diversidad de líquenes y musgos epífitos lo constituye la madera muerta, y en especial la de gran tamaño (Hofmeister et al., 2015), característica también de los bosques maduros.

De esta forma, es normal encontrar que la diversidad de epífitos es menor en bosques sometidos a aprovechamiento que en bosques a evolución natural, así como que bosques antiguamente sometidos a explotación intensa, aunque hayan sido dejados a evolución natural, presentan una menor riqueza de especies (Ardelean et al, 2015; Boch et al, 2013), que se recupera lentamente (Infante y Heras, 2008).

Por ello los líquenes epífitos, y en particular las especies pertenecientes a la alianza *Lobarion*, han sido identificadas como características de bosques con largo período de permanencia y escasa alteración por actividades humanas o perturbaciones intensas (Potenza y Fascetti, 2010; Rose, 1985, 1988), pudiendo utilizarse como indicadores de estas situaciones de alta continuidad ecológica (Rose, 1999; Coppins y Coppins, 2002; Brunialti et al., 2010).

Tabla 6. Relación de especies de briofitas (musgos y hepáticas) epifitas y epixilicas (sobre corteza o sobre madera muerta) encontrados en abetal en Turieto (Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido)

Musgos		Hepáticas	
<i>Anomodon viticulosus</i>		<i>Anastrophyllum hellerianum</i>	DW CR
<i>Antitrichia curtipendula</i>	sens	<i>Anastrophyllum minutum</i>	DW
<i>Brachythecium rutabulum</i>		<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	DW
<i>Bryum flaccidum</i>		<i>Cephalozia catenulata</i>	DW DD
<i>Buxbaumia viridis</i>	DW VU	<i>Cephalozia leucantha</i>	DW
<i>Ctenidium molluscum</i>		<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	
<i>Dicranum scoparium</i>	NT	<i>Frullania dilatata</i>	
<i>Dicranum tauricum</i>		<i>Frullania fragilifolia</i>	sens
<i>Eurhynchium striatum</i>		<i>Frullania tamarisci</i>	sens
<i>Herzogiella seligeri</i>	DW	<i>Lejeunea lamacerina</i>	sens
<i>Homalothecium sericeum</i>		<i>Lejeunea ulicina</i>	sens
<i>Hylocomium splendens</i>		<i>Lepidozia reptans</i>	DW
<i>Hypnum cupressiforme</i>		<i>Lophocolea heterophylla</i>	
<i>Isothecium alopecuroides</i>		<i>Metzgeria furcata</i>	
<i>Leptodon smithii</i>		<i>Nowellia curvifolia</i>	DW
<i>Leucodon sciuroides</i>		<i>Plagiochila porelloides</i>	NT
<i>Mnium hornum</i>		<i>Porella arboris-vitae</i>	sens
<i>Mnium spinosum</i>	Sens NT	<i>Porella platyphylla</i>	sens
<i>Neckera bessi</i>	sens	<i>Radula complanata</i>	
<i>Neckera complanata</i>		<i>Riccardia latifrons</i>	DW
<i>Neckera crispa</i>		<i>Tritomaria exsectiformis</i>	DW
<i>Neckera pumila</i>	sens		
<i>Orthotrichum affine</i>			
<i>Orthotrichum lyellii</i>			
<i>Orthotrichum pulchellum</i>	VU		
<i>Orthotrichum pumilum</i>	Sens NT		
<i>Orthotrichum speciosum</i>			
<i>Orthotrichum stramineum</i>			
<i>Orthotrichum striatum</i>			
<i>Paraleucobryum longifolium</i>			
<i>Plagiomnium spp.</i>			
<i>Plagiomnium undulatum</i>			
<i>Pseudoleskeella nervosa</i>			
<i>Pterigynandrum filiforme</i>	NT		
<i>Pterogonium gracile</i>			
<i>Rhizomnium punctatum</i>			
<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>			
<i>Schistidium cf. crassipilum</i>			
<i>Scorpiurium circinatum</i>			
<i>Tetraphis pellucida</i>	DW		
<i>Tortella tortuosa</i>			
<i>Ulota crispa</i>			
<i>Zygodon baumgartneri</i>			

(sens) especies sensibles a la alteración del hábitat (DW) especies especializadas en madera muerta.

Categoría de amenaza CR: en peligro crítico, VU: vulnerable, NT: casi amenazado, DD: datos insuficientes (Garillati y Albertos, 2012):

Tabla 7. Relación de líquenes epifitos y epixilicos (sobre corteza o sobre madera muerta) encontrados en abetal en Turieto (P.N. Ordesa y monte Perdido, Huesca).

<i>Agonimia tristicula</i>		<i>Micarea micrococca</i>	
<i>Arthonia radiata</i>		<i>Micarea prasina</i>	DW
<i>Bacidia rosella</i>	sens	<i>Mycobilimbia sabuletorum</i>	
<i>Bacidia rubella</i>	sens	<i>Mycocalicium subtile</i>	DW
<i>Bacidia laurocerasi</i>	sens	<i>Nephroma laevigatum</i>	LOB
<i>Bryoria capillaris</i>	sens	<i>Nephroma parile</i>	LOB
<i>Bryoria fuscescens</i>	sens	<i>Nephroma resupinatum</i>	LOB
<i>Buellia disciformis</i>	sens	<i>Normandina pulchella</i>	LOB
<i>Calicium salicinum</i>	DW	<i>Ochrolechia species</i>	sens
<i>Caloplaca herbidella</i>	sens	<i>Opegrapha rufescens</i>	
<i>Candelariella vitellina</i>		<i>Opegrapha varia</i>	
<i>Candelariella xanthostigma</i>		<i>Pachyphiale carneola</i>	LOB
<i>Catillaria atropurpurea</i>	sens	<i>Pannaria conoplea</i>	LOB
<i>Chaenotheca brunneola</i>	DW	<i>Parmelia saxatilis</i>	
<i>Chaenotheca xyloxena</i>	DW	<i>Parmelia submontana</i>	sens
<i>Cladonia caespiticia</i>	sens	<i>Parmelia sulcata</i>	
<i>Cladonia coniocraea</i>		<i>Parmeliella testacea</i>	LOB
<i>Cladonia digitata</i>	DW	<i>Parmeliella triptophylla</i>	LOB
<i>Cladonia fimbriata</i>		<i>Parmeliopsis ambigua</i>	sens
<i>Cladonia pyxidata</i>		<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	sens
<i>Cladonia species</i>		<i>Peltigera horizontalis</i>	LOB
<i>Collema furfuraceum</i>	sens	<i>Peltigera lactucifolia</i>	sens
<i>Collema species</i>	sens	<i>Peltigera praetextata</i>	LOB
<i>Dimerella pineti</i>		<i>Pertusaria albescens</i>	sens
<i>Graphis scripta</i>		<i>Pertusaria amara</i>	sens
<i>Graphis species</i>	sens	<i>Pertusaria coccodes</i>	sens
<i>Gyalideopsis anastomosans</i>		<i>Pertusaria flavida</i>	sens
<i>Hypogymnia physodes</i>		<i>Pertusaria hymenea</i>	sens
<i>Hypogymnia tubulosa</i>		<i>Pertusaria pertusa</i>	sens
<i>Lecanora allophana</i>	sens	<i>Phaeophyscia species</i>	
<i>Lecanora argentata</i>	sens	<i>Phlyctis agelaea</i>	sens
<i>Lecanora chlarotera</i>		<i>Phlyctis argena</i>	
<i>Lecanora glabrata</i>	sens	<i>Physconia species</i>	
<i>Lecidella elaeochroma</i>		<i>Platismatia glauca</i>	sens
<i>Lepraria incana</i>		<i>Porina aenea</i>	
<i>Lepraria lobificans</i>		<i>Pyrenula nitida</i>	sens
<i>Leptogium furfuraceum</i>	LOB	<i>Ramalina farinacea</i>	
<i>Leptogium gelatinosum</i>	LOB	<i>Rinodina species</i>	
<i>Leptogium lichenoides</i>	LOB	<i>Sclerophora pallida</i>	sens
<i>Leptogium saturninum</i>	LOB	<i>Trapeliopsis granulosa</i>	
<i>Lobaria amplissima</i>	LOB	<i>Trapeliopsis pseudogranulosa</i>	
<i>Lobaria pulmonaria</i>	LOB	<i>Usnea filipendula</i>	sens
<i>Melanelia glabratula</i>		<i>Usnea hirta</i>	sens
<i>Melanelia subaurifera</i>		<i>Usnea species</i>	sens

(sens) especies sensibles a la alteración del hábitat. (DW) especies especializadas en madera muerta. (LOB) especies pertenecientes a la alianza *Lobarion*

5. EL VALOR DE LOS BOSQUES MADUROS

Los valores ligados a los bosques maduros son variados. Ya se ha detallado su interés por el patrimonio de biodiversidad que albergan, y su valor científico en tanto que ecosistemas muy escasos en los que se desarrollan procesos ecológicos singulares. Pero los rodales maduros tienen un gran valor por razones de índole más práctica.

Por otra parte, es preciso tener en cuenta los escenarios climáticos que ya se perfilan: el futuro se presenta más cálido, más seco y más variable, y la silvicultura puede contribuir a mejorar la capacidad de adaptación a las nuevas condiciones ambientales de las masas forestales, preservando los servicios que los bosques proporcionan a la sociedad. Los rodales maduros, por su mayor heterogeneidad, son más resilientes al cambio climático y de su estructura y funcionamiento pueden extraerse orientaciones útiles para la gestión futura de los bosques (EUROPARC-España, 2017). Además puede considerarse su papel en la mitigación del cambio climático, ya que en ellos los ciclos de nutrientes son muy lentos y retienen gran cantidad de carbono, tanto en la biomasa aérea como en el suelo (Zhou et al. 2006; Luyssaert et al. 2008; Keeton et al. 2010).

Finalmente, es importante considerar el valor social del bosque y su aportación al bienestar (EUROPARC-España, 2013b). La sociedad reclama de los bosques nuevos servicios que comienzan a ser muy importantes, entre ellos el uso público, el recreo y la sensibilización ambiental, aspectos que deben considerarse en la gestión de los bosques y para los que los rodales maduros son escenarios preferentes.

La contribución de los bosques al bienestar social comienza a hacerse patente incluso en el ámbito de la medicina preventiva. Aunque los efectos psicológicos del contacto con la naturaleza son bien conocidos por los psicólogos ambientales desde hace décadas (Kaplan y Kaplan, 1989), recientemente comienza desarrollarse el estudio de los beneficios terapéuticos del contacto con la naturaleza (Maller et al 2009) y en especial de los bosques viejos. Algunas evidencias de los efectos tanto a nivel psicológico como fisiológico del contacto con los bosques viejos han dado lugar al desarrollo de terapias basadas en el contacto con el bosque, en especial en Japón (Park et al, 2010; Song et al. 2016), que poco a poco comienzan a implantarse en España (los denominados “baños de bosque”; Fernandez Muerza, 2017).

5.1. Rodales de referencia para la evaluación del estado de conservación

Los bosques europeos se encuentran inmersos en un contexto acelerado de cambio del que no existen referentes, tanto en lo socioeconómico (abandono de los aprovechamientos, falta de rentabilidad) como en lo ecológico (cambios inducidos por el abandono y el cambio climático). Los últimos rodales maduros constituyen los hábitats forestales de mayor naturalidad disponibles, y por tanto, son un valioso elemento de comparación por lo que pueden considerarse “**rodales de referencia**” para cada uno de los tipos de bosque: permiten conocer cual es la estructura y funcionamiento previsible de los diferentes tipos de bosque en un contexto de no intervención.

Este carácter de referente de los rodales maduros toma especial relevancia bajo la Directiva Hábitats y la Red Natura 2000. Esta directiva establece la obligación para los Estados miembros de la UE de realizar una evaluación sexenal del estado de conservación de todos los hábitats de interés comunitario presentes en su territorio (Tabla 8).

Los rodales de referencia son una herramienta esencial para la evaluación de este estado de conservación de los hábitats forestales. De hecho, las “Bases ecológicas preliminares para la conservación de tipos de hábitats de interés comunitario en España” (VV.AA., 2009), en el caso de los hábitats arbolados proponen evaluar su estado de conservación mediante la comparación con la estructura y los indicadores biológicos propios de los bosques maduros (presencia de árboles grandes, de madera muerta, de distribuciones irregulares, de especies como pícidos, insectos xilófagos, etc.). De esta forma, aun reconociendo la publicación citada las grandes lagunas de conocimiento del funcionamiento de los bosques españoles, considera la situación de madurez como un punto de comparación para la evaluación del estado de conservación. El estudio y caracterización de rodales maduros y viejos es por lo tanto una herramienta de la mayor utilidad para establecer modelos de referencia que permitan la evaluación del estado de conservación de los diferentes hábitats forestales de interés comunitario.

El estudio de los rodales maduros también puede proporcionar criterios para orientar la silvicultura hacia la consecución de objetivos de conservación de especies o hábitats, en especial en las áreas protegidas (EUROPARC-España, 2013a). Por otra parte, es obvio que en una gran superficie forestal es necesaria una gestión, bien con objetivos de producción, bien de adaptación al cambio climático o de reducción de riesgos (incendios). En este contexto, los rodales maduros permiten identificar las características estructurales más directamente ligadas con los valores de biodiversidad, para permitir el desarrollo de una silvicultura que imite los procesos naturales, manteniendo en el monte estructuras o elementos propios de las situaciones más maduras (Keeton, 2006; Tiscar, 2006, 2011) y manteniendo un estado de conservación favorable en el conjunto de masas forestales.

Tabla 8. Hábitats forestales de interés comunitario presentes en la región biogeográfica mediterránea española

CÓDIGO	NOMBRE
9120	Hayedos acidófilos atlánticos con sotobosques de <i>Ilex</i> y a veces de <i>Taxus</i> (<i>Quercion robori-peatraeae</i> o <i>Illici-Fagenion</i>)
9150	Hayedos calcícolas medioeuropeos del <i>Cephalanthero-Fagion</i>
9180	Bosques de laderas, desprendimientos o barrancos del <i>Tilio-Acerion</i> (*)
91B0	Fresnedas termófilas de <i>Fraxinus angustifolia</i>
91E0	Bosques aluviales de <i>Alnus glutinosa</i> y <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>) (*)
9230	Robledales galaico-portugueses con <i>Quercus robur</i> y <i>Quercus pyrenaica</i>
9240	Robledales ibéricos de <i>Quercus faginea</i> y <i>Quercus canariensis</i>
9260	Bosques de <i>Castanea sativa</i>
92A0	Bosques galería de <i>Salix alba</i> y <i>Populus alba</i>
92B0	Bosques galería de ríos de caudal intermitente mediterráneos con <i>Rhododendron ponticum</i> , <i>Salix</i> y otras
92D0	Galerías y matorrales ribereños termomediterráneos (<i>Nerio-Tamaricetea</i> y <i>Securion-tinctoriae</i>)
9320	Bosques de <i>Olea</i> y <i>Ceratonia</i>
9330	Bosques de <i>Quercus suber</i>
9340	Bosques de <i>Quercus ilex</i> y <i>Quercus rotundifolia</i>
9380	Bosques de <i>Ilex aquifolium</i>
9430	Bosques montanos y subalpinos de <i>Pinus uncinata</i> (* en sustratos yesosos o calcáreos)
9520	Abetales de <i>Abies pinsapo</i>
9530	Pinares (sud-) mediterráneos de pinos negros endémicos
9540	Pinares de pinos mesogeanos endémicos
9560	Bosques endémicos de <i>Juniperus spp.</i> (*)
9570	Bosques de <i>Tetraclinis articulata</i>

A escala nacional, bajo el impulso y coordinación de EUROPARC-España el proyecto LIFE RedBosques pretende la identificación de una red de “rodales de referencia” en todo el Estado. Para ello se propone un esquema en dos fases de complejidad creciente; una primera de identificación de posibles rodales maduros sobre el terreno, y una segunda fase de caracterización de los mismos mediante un conjunto de indicadores.

Los rodales identificados pasarán a formar parte de una Red de Rodales de Referencia, de ámbito nacional, formado por las representaciones de mayor grado de madurez encontradas para cada uno de los hábitats forestales.

El proceso de identificación de rodales es implementado sobre el territorio por las administraciones competentes, y los resultados serán integrados en una base de datos accesible online por la Oficina Técnica de EUROPARC-España. Pueden consultarse más detalles y los manuales técnicos para la identificación de rodales en www.redbosques.eu



Algunos rodales maduros identificados en la Península Ibérica (www.redbosques.eu)

6. EVALUACIÓN DE LA MADUREZ

Para la caracterización de los bosques maduros es preciso definir un conjunto de criterios objetivos que permita su aplicación sistemática en el territorio para la identificación de rodales sobre el terreno. En general lo más habitual es la utilización de indicadores basados en características estructurales asociadas a la edad del rodal (“old-growthness”: Franklin y Spies., 1991; Bauhus et al., 2009; Nocentini, 2010 / “ancientness”: Rotherham, 2011), así como en la ausencia de intervención antrópica o “naturalidad” (“naturalness”: Gilg, 2005; Lorber y Vallauri, 2007; Mansourian et al., 2013; EEA, 2014; Larrieu y Gonin, 2010; Rossi y Vallauri, 2013)

A partir de estos trabajos, se sintetizan a continuación los parámetros estructurales y de evaluación de la influencia antrópica, a partir de los cuales empezar a acumular conocimiento sobre nuestros bosques maduros. De forma resumida, los indicadores se agrupan en las siguientes categorías:

Estructura de la vegetación

Se opta por una descripción de la madurez basada en la definición estructural, bajo la asunción de que la estructura de la vegetación se relaciona con los procesos ecológicos - más difíciles de medir en campo - al ser resultado de los mismos.

Los principales aspectos estructurales relacionados con el proceso sucesional de maduración y senescencia que pueden ser medidos en campo son⁶:

- Composición de especies del dosel principal: los rodales maduros típicamente presentan más de una especie arbórea en el dosel principal
- Estructura de la masa: son esperables rodales con alturas dominantes elevadas, y una densidad de árboles con grandes diámetros superior a la de los rodales manejados. La estima del diámetro medio o máximo y el cálculo del área basimétrica permiten cuantificar y comparar con rodales manejados. Característicamente, en los rodales maduros la mayor parte del área basimétrica se concentrará en los pies gruesos. Son característicos de los rodales maduros los árboles excepcionalmente gruesos, que como se ha visto están muy relacionados con ciertos aspectos de la biodiversidad, y para los que se han propuesto bien criterios simples basados en un diámetro fijo, bien reglas sencillas que permiten modular el diámetro que se considera excepcional en función de la altura que alcanza la masa
- Estratos verticales: el proceso sucesional conduce a una ocupación total del espacio en la vertical, de modo que en los rodales maduros y senescentes hay estructuras fotosintéticas (follaje) en todos los estratos (herbáceo, arbustivo y arbóreo)
- La mayor cantidad de madera muerta, tanto en pie como en el suelo, de grandes dimensiones y en diversos estados de descomposición es una de las características más distintivas de los rodales maduros. Su cuantificación puede hacerse de forma pericial o mediante muestreos.

⁶ Para una descripción detallada de los indicadores, véase “Manual para la identificación de rodales maduros” (www.redbosques.eu)

- Microhábitats: los árboles gruesos y viejos son más propensos a presentar irregularidades y cavidades debidas a ataques de hongos, heridas, etc. Estas irregularidades constituyen microhábitats de gran variedad (políporos, cavidades, descortezamientos, fendas) que alojan a una elevada biodiversidad muy especializada
- Aperturas en el dosel y regeneración: los bosque maduros no son homogéneos, Muy al contrario, presentan frecuentes aperturas en el dosel debidas a caídas de árboles, pequeños incendios u otras perturbaciones. Estas son eventos regeneradores donde se inicia la sucesión y se hace posible la regeneración de las especies heliófilas. Un rodal maduro debería ser lo suficientemente extenso y variado como para contener gaps o aperturas (fracción de cabida libre), o contener varias fases del ciclo silvogenético. Además, debe verificarse en él el proceso de regeneración de la masa principal, con la presencia no solo de plántulas, sino de regenerado menor y avanzado.

Indicadores de huella humana

El grado de intervención humana se evalúa de forma cualitativa con una serie de criterios complementarios:

- Continuidad temporal: Un aspecto previo a la descripción de un rodal maduro en la constatación de que el rodal ha sido bosque por un periodo largo de tiempo. En principio, los bosques maduros deberían ser bosques primarios, si bien el caso generalizado en Europa es que procedan de bosques secundarios en los que se han abandonado las actividades selvícolas y el pastoreo. No obstante para considerar un rodal maduro debe cumplirse dos requisitos: que el rodal haya sido bosque siempre, o al menos desde tiempos históricos, y que no haya explotación comercial del mismo desde un tiempo suficiente como para que los procesos sucesionales se hayan desarrollado lo suficiente. Además de los registros documentales que puedan existir (fotografías históricas, registros de explotación forestal), en general el medio de verificación más común será la fotografía aérea de 1957 o “vuelo americano” disponible para todo el territorio español.
- Indicadores de uso actuales o recientes: registro a partir de documentación o de evidencia de campo de la intervención humana en el rodal (usos forestales, ganadería, caza, uso recreativo, etc)
- Fragmentación y continuidad de la masa, así como barreras a la conectividad por existencia de infraestructuras (pistas, etc.)
- Presiones y amenazas: indica cuales son las posibles amenazas que pueden afectar a los bosques en el futuro. Este eje puede ser de ayuda a la toma de decisiones para futuras acciones de gestión de los bosques o a la priorización de medidas de conservación. Los indicadores de este eje se van a nutrir de información cartográfica de temas relacionados con las previsiones a medio plazo de factores de cambio global (incendios, cambios de usos, invasiones biológicas) que afecten a los bosques.

Biodiversidad

Indicadores relacionados con la biodiversidad asociada a los bosques maduros, que su por su complejidad de muestreo e interpretación de sus indicadores no pueden usarse de manera sistemática en la evaluación de los bosques. En general se tratará de indicadores de presencia de especies forestales.

7. CONCLUSIONES

Los bosques maduros son elementos de un gran interés y su identificación y caracterización son objeto de gran atención (p. ej.: Goldberg *et al.* 2007). La virtual ausencia de este tipo de bosques y la extrema escasez de rodales en estado de senescencia en España, junto con la constatación de que muchos de ellos se encuentran en espacios protegidos, lugares de la Red Natura 2000 o montes de utilidad pública, hace oportuno el desarrollar metodologías para su identificación y criterios de gestión que permitan su adecuada conservación. El grupo de trabajo sobre bosques del Grupo de Conservación de EUROPARC-España inició en 2013 una línea de trabajo sobre este tema, ente cuyas conclusiones pueden señalarse las siguientes (EUROPARC-España, 2013c, 2014):

- La conservación de los ecosistemas forestales exige la presencia de todas las etapas sucesionales, desde las pioneras a las etapas maduras y senescentes, en forma de mosaico a escala de paisaje.
- Los bosques maduros son una etapa esencial en la dinámica de los ecosistemas forestales, y un patrimonio muy valioso en razón de su extrema escasez, su fragilidad, la fauna y flora altamente especializada que albergan, incapaz de encontrar refugio en otros hábitats, y la imposibilidad de su recuperación tras su pérdida o alteración.
- No existe suficiente conocimiento sobre la estructura y dinámica de los bosques maduros, en especial en el ámbito mediterráneo, como para determinar el estado de conservación favorable. En particular, la aplicación de indicadores de ecosistemas templados o boreales a montes mediterráneos puede dar lugar a importantes errores. Por ello es esencial identificar rodales maduros de referencia en todos los tipos de bosque, y no solo en condiciones ambientales desfavorables sino también en estaciones de buena calidad.
- Para mantener bosques en buen estado de conservación es preciso no sólo la preservación de los rodales maduros, sino la planificación y gestión de los rodales más jóvenes con el objetivo de alcanzar en el futuro mayores superficies de este tipo de ecosistemas. Aunque algunos elementos de madurez pueden conseguirse de forma acelerada mediante actuaciones de gestión (concentración del crecimiento en ciertos árboles, madera muerta, heterogeneidad espacial, presencia de especies emblemáticas), debe prestarse atención preferente al mantenimiento o restauración de los procesos ecológicos que conducen a las situaciones de madurez.
- Es muy importante mejorar la comunicación a la sociedad del valor de los bosques en general y de los bosques maduros en particular, destacando el valor de los diferentes componentes de madurez (árboles gruesos con cavidades, árboles muertos, madera en descomposición, complejidad del sotobosque) y de la gestión necesaria para mantenerlos o recuperarlos.

La aplicación del conjunto de indicadores propuesto en una muestra de rodales piloto permitirá avanzar en la valoración del estado de madurez y naturalidad de los bosques. Se identifican a medio plazo varias líneas de trabajo, como son:

- La creación de una “Red de Bosques de Referencia”, integrada por los rodales con mayores valores de naturalidad, que pueda convertirse en una referencia para la evaluación del estado de conservación de los diferentes tipos de hábitats forestales.
- El establecimiento de parcelas permanentes de seguimiento, que permitan mejorar el conocimiento de la estructura y función de los rodales viejos.
- El desarrollo de una selvicultura dirigida al mantenimiento de los valores naturales del bosque y la maximización de la naturalidad de las intervenciones que se ejecuten, así como la identificación de las medidas de gestión más adecuadas para acelerar la dinámica de los bosques hacia la madurez.

8. GLOSARIO

Se explican a continuación de forma concisa el sentido que se da en este documento a los términos más importantes:

- **Bosque:** ecosistema cuya fisionomía y estructura principal viene determinada por una formación arbolada más o menos continua. Compuesto por un mosaico de teselas o “rodales” en diferente estado sucesional, algunos de los cuales pueden ser de vegetación arbustiva o herbácea, debido a la acción de perturbaciones naturales. En conjunto, la dinámica a escala de bosque es de mosaico cambiante (*shifting mosaic*): el bosque está formado por un mosaico de teselas en diferente estado sucesional, o grado de maduración (o “fases”) desde rodales recién regenerados, rodales jóvenes, rodales en pleno desarrollo, hasta rodales senescentes. Estos últimos pueden ser finalmente sustituidos por rodales jóvenes o perpetuarse por periodos de tiempo más o menos largos.
- **Rodal:** sector del bosque de características estructurales, específicas y ecológicas relativamente homogéneas, que se distingue claramente de los otros sectores que le rodean.

En bosques manejados, cada rodal suele contar con un uso preferente y un tratamiento específico en toda su extensión. En bosques no manejados los rodales se originan por la acción de perturbaciones con efecto sobre una extensión de tamaño mediano a grande; la dinámica del bosque tiene lugar en parches o teselas, en las que debido a derribos, incendios u otras perturbaciones se abren claros.

En función del tamaño de estas teselas estaremos hablando de golpes, de bosquetes o de rodales. Por convención y como referencia, se puede tomar un tamaño mínimo de una hectárea, aunque lo habitual es que cuente con una superficie comprendida entre 5 y 50 ha.

- **Bosque primario:** aquel que no ha sido alterado por el hombre. Por definición, todo bosque primario debería ser maduro.
- **Bosque secundario:** bosque que en algún momento ha sido modificado por el hombre. Es objeto de debate si un bosque secundario puede llegar a tener las características del bosque primario si cesa la intervención humana.
- **Bosque maduro:** bosque cuya dinámica está libre de intervención humana, compuesto por rodales en todas las fases de desarrollo o madurez, singularmente con presencia de rodales en la “fase de senescencia”. Un auténtico bosque maduro debe tener tamaño suficiente para mantener los ciclos ecológicos y para que se dé el ciclo completo de fases de desarrollo, de modo que un determinado rodal viejo pueda ser reemplazado en el futuro por otro con la suficiente madurez para sustituirle en sus funciones. Es decir para poder mantener las características de bosque maduro a perpetuidad.
- **Bosque viejo:** Traducción de la expresión inglesa “*old-growth forest*” que realmente se refiere a una fase dinámica del rodal, y no a todo un bosque. En realidad es muy poco probable encontrar un bosque viejo en su totalidad, por lo que es más correcto “Bosque maduro”. Véase “*bosque maduro*” y “*rodal viejo*”.
- **Rodal maduro:** aquel que tiene “características de madurez”: presencia de árboles de gran tamaño, aperturas en el dosel de copas, presencia de golpes de regenerado, biomasa muerta en pie y en el suelo en cantidad significativa, presencia frecuente de microhábitats en los troncos de los grandes árboles, y ciclos ecológicos complejos y completos.
- **Rodal viejo:** sector del bosque en una fase avanzada de madurez, que ha alcanzado la fase de senectud, por lo que a las características anteriores de madurez une la presencia de árboles muy viejos, el límite de su longevidad, junto con ejemplares ya muertos.

- **Rodal de referencia:** para un Hábitat de Interés Comunitario, rodal con las características de madurez más avanzadas disponibles en el territorio. Es la mejor representación de la dinámica del bosque sin intervención, por lo que puede considerarse una referencia para la evaluación del estado de conservación de otras masas de ese mismo hábitat.
- **[Rodal viejo cultural]:** rodal formado en su mayor parte por árboles viejos, resultado de un manejo histórico. Generalmente este último tipo de rodales viejos de origen antrópico carecerán de alguna o muchas de las características de madurez necesarias para poder considerarlo un rodal viejo, especialmente la dinámica poblacional natural. *Por ejemplo un oquedal de hayas o robles trasmochos, o una dehesa de encinas o alcornoques.*



Bosque de Cireres (Parc Natural Alt Pirineu). Foto. Marc Garriga

9. BIBLIOGRAFÍA CITADA

- ANEGX, 2008. *Revalorització i protecció dels boscos madurs de la Garrotxa*. ANEGX, Delegació de la Garrotxa de la ICHN, 182 pp.
- ANTOR, R. J., GARCÍA, M. B., 1994. Primeros datos sobre la estructura y dinámica del hayedo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Lucas Mallada* 6: 9-15.
- ANTOR, R. J., GARCÍA, M. B., 1994. Primeros datos sobre la estructura y dinámica del hayedo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido. *Lucas Mallada* 6: 9-15.
- ARAGÓN, G., ABUJA, L., BELINCHÓN, R., MARTÍNEZ, A., 2015. Edge type determines the intensity of forest edge effect on epiphytic communities. *Eur J Forest Res* (2015), 134, pp. 443–451.
- 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*. 2015; 10(12): e0145808. doi: 10.1371/journal.pone.0145808
- BARNES, B. V., 1989. Old-growth forests of the Northern Lake States: a landscape ecosystem perspective. *Natural Areas Journal* 9: 45-47.
- BARTHOD, C., TROUVILLIEZ, J., 2002. La protection des forêts dans la politique forestière française. Cas particulier des réserves intégrales. *Revue Forestière Française*, LIV, 1-2002, pp. 7-16.
- BAUHUS, J., KLAUS, P., MESSIER, C., 2009. *Silviculture for old-growth attributes*. *Forest Ecology and Management*, 258 (2009), pp.525-537. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.053>.
- BEEBE, S.B. 1974. Relationships between insectivorous hole-nesting birds and forest management. *Yale Univ. Sch. of For. Environ. Studies*. New Haven.
- 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*, v. 115 (n. 12); pp. 1270-1278
- BENGTSSON, J., NILSSON, S. G., FRANC, A., AND MENOZZI, P., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39-50.
- BINKLEY, D., SISK, T., CHAMBERS, C., SPRINGER, J., BLOCK, W., 2007. *The role of old-growth forests in frequent-fire landscapes*. *Ecology and Society* 12(2): 18. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art18/>
- BLASI, C., BURRASCANO, S., MATURANI, A., SABATINI, F. M. (eds.), 2010. *Old-growth forest in Italy. A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy*. Ministero dell'Ambiente e de la Tutella del Territorio y del Mare.
- BLASI, C., BURRASCANO, S., MATURANI, A., SABATINI, F. M. (eds.), 2010. Old-growth forest in Italy. A thematic contribution to the National Biodiversity Strategy. Ministero dell'Ambiente e de la Tutella del Territorio y del Mare.
- BLONDEL, J. 1985. Historical and ecological evidence on the development of Mediterranean avifaunas. *Acta XVIII Int. Congr. Ornith.*, vol 2, 373-386.
- 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*. 2013; 8(1): e55461. doi: 10.1371/journal.pone.0055461
- BORMANN, F. H., LIKENS, G. E., 1994. *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer-Verlag, New York.
- BOSCH, O., GINÉ, L., RAMADORI, E. D., BERNAT, A., GUTIÉRREZ, E., 1992. *Disturbance, age, and size structure in stands of Pinus uncinata Ram*. *Pirineos*, 140: 5-14.
- BOSCH, O., GINÉ, L., RAMADORI, E. D., BERNAT, A., GUTIÉRREZ, E., 1992. *Disturbance, age, and size structure in stands of Pinus uncinata Ram*. *Pirineos*, 140: 5-14.

- BOUGET C, BRUSTEL H, BRIN A, VALLADARES L. 2009. Evaluation of window flight traps for effectiveness at monitoring dead wood-associated beetles: the effect of ethanol lure under contrasting environmental conditions. *Agric For Entomol.*;11(2):143-152. doi:10.1111/j.1461-9563.2008.00400.x.
- BOUGET C, BRUSTEL H, ZAGATTI P. 2008. The French Information system on Saproxyllic BEetle Ecology (FRISBEE): An ecological and taxonomical database to help with the assessment of forest conservation status. *Rev d'Ecologie (La Terre la Vie)*.;63(SUPPL. 10):33-36.
- BOUGET C, NAGELEISEN L-M. 2009. Saproxyllic Coleoptera. In: *Forest Insect Studies: Methods and Techniques. Key Consideration for Standardisation. Vol 19.* ;:100-105.
- BOYCE, S., 1995. *Landscape forestry*. John Wiley and Sons, New York, N.Y.
- BRAUMANDL, T. F., HOLY, R. F., 2000. *Refining definitions of old growth to aid in locating old-growth forest reserves*. Southern Interior Forest Extension and Research Partnership, Kamloops, B.C., pp. 41-4.
- BRUNIALTI G., L. FRATI, M. ALEFFI, M. MARIGNANI, L. ROSATI, S. BURRASCANO & S. RAVERA. 2010. Lichens and bryophytes as indicators of old-growth features in Mediterranean forests. *Plant Biosyst - An Int J Deal with all Asp Plant Biol.*;144(1):221-233. doi:10.1080/11263500903560959.
- BRUSTEL H. 2004. Coléoptères Saproxylques et Valeur Biologique Des Forêts Françaises : Perspectives Pour La Conservation Du Patrimoine Naturel.
- BRUSTEL H. 2007. Avaluació del valor biològic dels boscos francesos per mitjà dels coleòpters saproxilics. In: *Els Arbres Vells I La Conservació de La Biodiversitat*. Perpinyà: Office National des Forets. Departament de Medi Ambient i Habitatge, Generalitat de Catalunya:246.
- BURRASCANO S, LOMBARDI F, MARCHETTI M. 2008. Old-growth forest structure and deadwood: Are they indicators of plant species composition? A case study from central Italy. *Plant Biosyst - An Int J Deal with all Asp Plant Biol.*;142(2):313-323. doi:10.1080/11263500802150613.
- BURRASCANO S, ROSATI L, BLASI C. 2009. Plant species diversity in Mediterranean old-growth forests: A case study from central Italy. *Plant Biosyst - An Int J Deal with all Asp Plant Biol.*;143(1):190-200. doi:10.1080/11263500802709699.
- 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 (2013) 458-479. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.020>.
- CAMPRODON J. 2008. Elementos biológicos a tener en cuenta en la planificación forestal a escala de rodal y de paisaje. *Cuad Soc Esp Cienc.*;27:79-86.
- CAMPRODON, J. 2003. Estructura dels boscos i gestió forestal al nord-est ibèric: efecte sobre la composició, abundància i conservació dels ocells. Tesis doctoral. Universitat de Barcelona.
- CAMPRODON, J. 2007. Tratamientos forestales y gestión de la fauna vertebrada. In CAMPRODON, J. I PLANA, E. (eds.). *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. 2ª edición. Edicions Universitat de Barcelona i Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona.
- CAMPRODON, J. Y GUIXÉ, D. 2009. La comunitat de ratpenats a les fagedes del Montseny en comparació amb les fagedes del nord-est de Catalunya i en relació amb la gestió forestal. *Trobada d'Estudiosos del Montseny*.
- CAMPRODON, J., CAMPIÓN, D., MARTÍNEZ-VIDAL, R., ONRUBIA, A., ROBLES, H., ROMERO, J. L., SENOSIAIN, A. 2007. Estatus, selección del hábitat i conservació de los pícidos ibéricos. In Camprodon, J. i Plana, E. (eds.). *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. 2ª edición. Edicions Universitat de Barcelona i Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona.
- CAMPRODON, J., GUIXÉ, D., FLAQUER, C. 2009. Efecto de la gestión forestal sobre los quirópteros en hayedos de Cataluña. *Galemys*, 21 (nº especial): 195-215.
- CAMPRODON, J., SALVANYÀ, J., SOLER-ZURITA, J. 2008. The abundance and suitability of tree cavities and their impact on hole-nesting bird populations in beech forests of the NE Iberian Peninsula. *Acta Ornithologica*, 43 (1): 17-31
- CAREY, A. B., CURTIS, R. O., 1996. *Conservation of biodiversity: a useful paradigm for forest ecosystem management*. *Wildlife Society Bulletin* 1996, 24(4):610-620
- CARLETON, T. J., GORDON, A. M., 1992. *Understanding old-growth red and White pine dominated forests in Ontario*. Ontario Ministry of Natural Resources.
- CARLETON, T., 2003. *Old growth in the Great Lakes forest*. *Environmental Review* 11:115-13.

- CARLSON A., SANDSTRÖM U., OLSSON K. 1998. Availability and use of natural tree holes by cavity nesting birds in a Swedish deciduous forest. *Ardea* 86: 109–119.
- CHIARI S, MARINI L, AUDISIO P, RANIUS T. 2012. Habitat of an Endangered Saproxyllic Beetle, *Osmoderma eremita*, in Mediterranean Woodlands. *Ecoscience*;19(4):299-307. doi:10.2980/19-4-3505.
- CHIRICI, G., NOCENTINI, S., 2010. *Old-growth forests in Italy: recent research developments and future perspectives*. *L'Italia Forestale e Montana*, 65 (5): 475-480. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2010.5.01>.
- COPPINS, A. M., COPPINS, B. J., 2002. Indices of Ecological Continuity for Woodland Epiphytic Lichen Habitats in the British Isles. British Lichen Society.
- CORTÉS, C., FULÉ, P. Z., FALK, D. A., VILLANUEVA-DÍAZ, J., YOCOM, L. L., 2012. *Linking old-growth forest composition, structure, fire history, climate and land-use in the mountains of northern México*. *Ecosphere* 3(11):106. <http://dx.doi.org/10.1890/ES12-00161.1>.
- COVAS R., BLONDEL, J. 1998. Biogeography and history of the Mediterranean bird fauna. *Ibis*, 140: 395-407.
- CREAF, 2011. *Inventari dels boscos singulars de Catalunya*. <http://www.creaf.uab.es/BoscosSingulars/index.htm>
- D'AMATO, A., CATANZARO, P., 2007. Restoring Old-Growth Characteristics. University of Massachusetts-Amherst.
- DAY, R. J., CARTER, J. V., 1990. Stand structure and sucesional development of the white pine and red pine communities in the Temagami forest. Ontario Ministry of Natural Resources. 203 p.
- DREVER M. C., K. H. AITKEN, A. R. NORRIS, K. MARTIN. 2008. Woodpeckers as reliable indicators of bird richness, forest health and harvest. *Biological Conservation*, 141: 624– 634
- EEA, 2014. *Developing a forest naturalness indicator for Europe*. European Environment Agency, Copenhagen.
- EEA, 2014. Developing a forest naturalness indicator for Europe. EEA Technical report N° 13/2014. European Environment Agency.
- EGAN, D., 2007. *Conserving and restoring old growth in frequent-fire forests: cycles of disruption and recovery*. *Ecology and Society* 12(2): 23. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art23/>
- EUROPARC - España. 2013b. Salud y áreas protegidas en España. Identificación de los beneficios de las áreas protegidas sobre la salud y el bienestar social. Aplicación de casos prácticos en la sociedad. www.redeuroparc.org
- EUROPARC-España. 2011. Guía de aplicación del estándar de calidad en la gestión para la conservación en espacios protegidos. Fundación Fernando González Bernáldez. Madrid.
- EUROPARC-España. 2013a. Proyectos de ordenación de montes: herramientas para la conservación en los espacios protegidos. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid.
- EUROPARC-España. 2013c. Conclusiones del seminario “Gestión para la conservación de los hábitats forestales en la red natura 2000” Parc Natural de l’Alt Pirineu, 6-8 de noviembre de 2013.
- EUROPARC-España. 2014. Conclusiones del seminario “Evaluación del estado de conservación de los hábitats forestales en la red natura 2000: hacia una red de bosques de referencia”. Alcalá de la Selva (Teruel), 29-31 de octubre de 2014
- EUROPARC-España. 2017. Integración de la adaptación al cambio climático en la planificación y gestión de las áreas protegidas. Serie Manuales nº13. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid.
- 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
- FAO, 2013. *State of Mediterranean forest 2013*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- FERRIS-KANN, R., LONSDALE, D., WINTER, T. 1993. The conservation management of deadwood in forest. The Forestry Authority. Forest Commission. Wrecclesham.
- FERNÁNDEZ MUERZA, A. 2017. Los baños de bosque, una propuesta de salud. DKV Salud y seguros médicos, Barcelona.
- 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. <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art20/>

- FLAQUER, C., TORRE, I., ARRIZABALAGA, A. 2007. Selección de refugios, gestión forestal y conservación de los quirópteros forestales. Pàg. 469-488, In: Camprodon, J., Plana, E. (Eds.). Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal.. Edicions de la Universitat de Barcelona -Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.
- FLAQUER, C., TORRE, I., RÀFOLS, R. G. , ARRIZABALAGA, A. 2005b. Inventari de la fauna quiropterològica del Parc Natural del Montseny com a eina de gestió del territori. VI Trobada d'Estudiosos del Montseny. Diputació de Barcelona.
- FRANKLIN, J. F., SPIES, T. A., 1991. *Ecological Definitions of Old-Growth Douglas-Fir Forests*. In: Wildlife and Vegetation of Unmanaged Douglas-Fir Forests. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-285. Portland, OR: USDA, Forest Service, Pacific Northwest Forest and Range Experiment Station, pp. 61-69.
- FRANKLIN, J. F., SPIES, T. A., 1991. Ecological Definitions of Old-Growth Douglas-Fir Forests. En: Wildlife and Vegetation of Unmanaged Douglas-fir Forests, tech. coords. L F. Ruggiero, K. B. Aubry, A. B. Carey, and M. H. Huff, pp. 61-69. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-285, USDA Forest Service, Portland, Oregon.
- 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*, Vol. 155 (2002), pp. 399-423.
- FRELICH, L. E., REICH, P. B., 2003. Perspectives on development of definitions and values related to old-growth forests. *Environmental Review*, 11: 9-22. <http://dx.doi.org/10.1139/a03-011>.
- FRELICH, L.E. 2002. Forest dynamics and disturbance regimes, studies from temperate evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press, Cambridge.
- GAO T, NIELSEN AB, HEDBLUM M. 2015. Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecol Indic.*;57(October):420-434. doi:10.1016/j.ecolind.2015.05.028.
- GARCÍA CARDO, O. En preparación. Atlas de la flora singular y amenazada de la provincia de Cuenca. Tesis doctoral, Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares.
- GARCÍA FECED, C., BERGLUND, H. AND STRNAD, M., 2015. Scoping document: information related to European old growth forests. ETC/BD report to the EEA.
- GARILLETI, R., ALBERTOS, B. (Coord.) 2012. Atlas y Libro Rojo de los Briófitos Amenazados de España. Ed. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Madrid, 288 pp.
- GEIB SM, FILLEY TR, HATCHER PG. 2008. Lignin degradation in wood-feeding insects. *Proc Natl Acad Sci U S A.*;105(35):12932-12937. doi:10.1073/pnas.0805257105.
- GIL, E., VILLAR, L., LÓPEZ, F., 1989. Sobre la estructura de un hayedo-abetal virgen en el pirineo occidental: la selva de Aztaparreta (Alto Roncal-Navarra). *Acta biol. mont.*, 1989 (IX) : 225-236.
- GILG, O., 2005. Forêts à caractère naturel: caractéristiques, conservation et suivi. Cahiers techniques de l'ATEN, 74. Montpellier. (Se ha utilizado su traducción al inglés: Old-Growth forests: characteristics, conservation and monitoring).
- GOLDBERG, E., KIRBY, K., HALL, J., LATHAM, J. 2007. *The ancient woodland concept as a practical conservation tool in Great Britain*. *Journal for Nature Conservation* 15 (2007) 109–119
- GOUIX N. 2013. Gestion forestière et biodiversité, les enjeux de conservation d'une espèce parapluie: *Limoniscus violaceus* (Coleoptera).
- GRINDAL, S. D. BRIGHAM, R. M.. 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. *Ecoscience*, 6: 25-34.
- GROVE SJ. 2002. Saproxylic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. *Annu Rev Ecol Syst.*;33(1):1-23. doi:10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150507.
- GROVE SJ. 2002. Tree basal area and dead wood as surrogate indicators of saproxylic insect faunal integrity: a case study from the Australian lowland tropics. *Ecol Indic.*;1:171-188. doi:10.1016/S1470-160X(01)00016-4.
- HAGEMEIJER, W. J. W., BLAIR, M. J. (eds.). 1997. The EBCC Atlas of European Breeding Birds: their distribution and abundance. T. & A. D. Poyser. London.
- HALKKA, A., LAPPALAINEN, L., 2001. *Insights into Europe's forests protection*. WWF-World Wide Fund For Nature, Gland, Switzerland.

- HARMON M. E, FRANKLIN JF, SWANSON FJ, 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv Ecol Reserch.*;15:133-302.
- HERMY M, HONNAY O, FIRBANK L, GRASHOF-BOKDAM C, LAWESSON JE. 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. doi:10.1016/S0006-3207(99)00045-2.
- HIDALGO, J., VILA, J. 2013. *Les reserves forestals del programa Sèlvans. Resultats i perspectives*. En: MALLARACH, J. M., MONTSERRAT, J., VILA, J., (coord.), 2013. Reptes per preservar els boscos madurs a Catalunya. II Jornades sobre boscos madurs. Santa Coloma de Farners, 2013. Institució Catalana d'Històrica Natural.
- HILBERT, J., WIENSCZYK, A., 2007. *Old-growth definitions and management: A literature review*. *British Columbia Journal of Ecosystems and Management* 8(1):15-31.
- HJÄLTÉN J, STENBACKA F, PETTERSSON RB. 2012. Micro and macro-habitat associations in saproxylic beetles: Implications for biodiversity management. *PLoS One*;7(7). doi:10.1371/journal.pone.0041100.
- HOFMEISTER, J., HOSEK, J., BRABEC, M., DVORÁK, D., BERAN, M., DECKEROVÁ, H., BUREL, J., KOIŽ, M., BOROVIOKA, J., JAN BOTÁK, J., VAŠUTOVÁ, M., MALÍOEK, 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 (2015), pp. 497–504. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.015>.
- HOLT, R. F., STEEGER, C., 1998. An ecological methodology for old seral identification, assessment and ranking at a landscape scale, in the Nelson Forest Region: Phase II. Kootenay Boundary Land Use Implementation Task Force, Nelson Forest Region, Nelson, B.C. Final report.
- HUNTER, M. L., 1989. What constitutes an old-growth stand? *J For* 87:33–35.
- INFANTE, M., HERAS, P., 2008. Briófitos del hayedo de Oieleku. Seguimiento de comunidades epifíticas y lignícolas. Actualizaciones. Memoria diciembre 2008. Dirección de Montes y Medio Natural, Departamento para el Desarrollo del Medio Rural, Diputación Foral de Gipuzkoa.
- JÖNSSON N, MÉNDEZ M, RANIUS T. 2004. Nutrient richness of wood mould in tree hollows with the Scarabaeid beetle *Osmoderma eremita*. *Anim Biodivers Conserv.*;27(2):79-82.
- KAPLAN R., KAPLAN S. 1989. *The experience of nature: a psychological perspective*. Cambridge University Press. Cambridge, New York.
- KEETON W. S., M. CHERNYAVSKYY, G. GRATZER, M. MAIN 2010. Structural characteristics and aboveground biomass of old-growth stands in the eastern Carpathian mountains, Ukraine. *Plant Biosystems*, 144 (1) <http://dx.doi.org/10.1080/11263500903560512> -KNORN, M. SHPYL
- KEETON, W.S. 2006. Managing for late-successional/old-growth characteristics in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management* 235 (2006) 129–142
- 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.
- KNEESHAW, D. D. Y BURTON, P. J., 1998. Assessment of functional old-growth status: a case study in the Sub-boreal Spruce Zone of British Columbia, Canada. *Natural Areas Journal* 18:293–308.
- KUNZ T. H. 1982. Roosting ecology. A T. H. Kunz (ed.). *Ecology of bats*. Plenum press. New York. Pp 1-55.
- KUSCH, J. IDELBERGER, S. 2005. Spatial and temporal variability of bat foraging in a western JIMÉNEZ, F.J., GORDO, F.J. GONZÁLEZ, A. 2006. Manual sobre criterios de gestión forestal compatibles con la conservación de las especies de aves y quirópteros asociados a hábitats forestales. Junta de Castilla y León.
- LACHAT T, WERMELINGER B, GOSSNER MM, BUSSLER H, ISACSSON G, MÜLLER J. 2012. Saproxylic beetles as indicator species for dead-wood amount and temperature in European beech forests. *Ecol Indic.*;23:323-331. doi:10.1016/j.ecolind.2012.04.013.
- LARRIEU, L., GONIN, P. 2010 L'indice de biodiversité potentielle ou IBP : un outil pratique au service de la biodiversité ordinaire des forêts. *Forêt-entreprise* n°190-Janvier 2010 <http://www.foretpriveefrancaise.com/ibp/>

- 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. doi:10.1111/j.1752-4598.2012.00214.x.
- LOMBARDI, F., CHERUBINI, P., TOGNETTI, R., COCOZZA, C., LASERRE, B., MARCHETTI, M., 2013. *Investigating biochemical processes to assess deadwood decay of beech and silver fir in Mediterranean mountain forests.* *Annals of Forest Science* (2013) 70:101–111. <http://dx.doi.org/10.1007/s13595-012-0230-3>.
- LOMBARDI, F., CHIRICI, G., MARCHETTI, M., TOGNETTI, R., LASERRE, B., CORONA, P., BARBATI, A., FERRARI, B., DI PAOLO, S., GIULIARELLI, D., MASON, F., IOVINO, F., NICOLACI, A., BIANCHI, L., MALTONI, A., TRAVAGLINI, D., 2010. *Deadwood in forest stands close to old-growthness under Mediterranean conditions in the Italian Peninsula.* *L'Italia Forestale e Montana*, 65 (5): 481-504. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2010.5.02>.
- LONSDALE D, PAUTASSO M, HOLDENRIEDER O. Wood-decaying fungi in the forest: Conservation needs and management options. *Eur J For Res.* 2008;127(1):1-22. doi:10.1007/s10342-007-0182-6.
- LORBER D., VALLAURI, D., 2007. Contribution à l'analyse des forêts anciennes de Méditerranée. 1. Critères et indicateurs du gradient de naturalité. Rapport WWF, Marseille, 95 pages.
- LUYSSAERT S, E D SCHULZE, A BÖRNER, A KNOHL, D HESSENMÖLLER, B E. LAW, PH CIAIS, J GRACE. 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature* 455, 213-215 (11 September 2008) | doi:10.1038/nature07276
- MALLARACH, J. M., MONTSERRAT, J., VILA, J., (coord.), 2013. *Reptes per preservar els boscos madurs a Catalunya.* II Jornades sobre boscos madurs. Santa Coloma de Farners, 2013. Institució Catalana d'Històrica Natural.
- MALLER C, TOWNSEND M, ST LEGER L, HENDERSON-WILSON C, PRYOR A, PROSSER L, MOORE M. 2009. Healthy Parks, Healthy People: The Health Benefits of Contact with Nature in a Park Context. *The Goerge Wright Forum*; 26(2): 51-83
- MANSOURIAN, S., ROSSI, M., VALLAURI, D., 2013. *Ancient Forests in the Northern Mediterranean: Neglected High Conservation Value Areas.* Marseille: WWF France, 80 p.
- MARCOT, B. G., HOLTHAUSEN, R. S., TEPLY, J., CARRIER, W. D., 1991. Old-growth inventories: status, definitions, and visions for the future. In: *Wildlife and vegetation of unmanaged Douglas-fir forests.* Ruggiero L. F., Aubry K. B., Carey A. B., Huff M. H. (technical coordinators). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Portland, Ore. General Technical Report PNW-285.
- MARINÉ, R., DALMAU, J. 2000. Uso del hábitat por el mochuelo boreal (*Aegolius funereus*) en Andorra (Pirineo Oriental) durante el período reproductor. *Ardeola*, 47: 29-36.
- 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. doi:10.1016/S0006-3207(99)00175-5.
- 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, M. *Los insectos saproxílicos: qué sabemos y qué nos gustaría saber.* Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa, nº 44 (2009): 505–512.
- MENZEL, J. M., MENZEL, M. A., KILGO, J. C., FORD, W. M., EDWARDS, J. W. MCCRACKEN, G. F. 2005. Effect of habitat and foraging height on bat activity in the coastal plain of south Carolina. *Journal of Wildlife Management*, 69(1):235-245.
- MERINERO, S., 2015. *Ecología y conservación del líquen Lobarina scrobiculata (Scop.) Nyl. Ex Cromb. en la Península Ibérica.* Tesis Doctoral. Universidad Rey Juan Carlos.
- 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, JUÁREZ M, SÁNCHEZ A, GALANTE E. 2011. Action of the saproxylic scarab larva *Cetonia aurataeformis* (Coleoptera: Scarabaeoidea: Cetoniidae) on woody substrates. *J Nat Hist.*;45(41-42):2527-2542. doi:10.1080/00222933.2011.596953.
- MIKUSINSKI G., M. GROMADZKI AND P. CHILARECKI. 2001. Woodpeckers as indicators of forest bird diversity. *Conservation Biology*, 15 (1):208-217

- MONSERRAT, J., 2013. Estat de conservació dels boscos madurs de Catalunya. L'Atzavara, 22: 73-78.
- MOSSELER, A., LYNDY, J. A., MAJOR, J. E., 2003. *Old-growth forests of the Acadian Forest Region*. Environ Rev 11:S47-S77.
- MÜLLER J, BUBLER H, BENSE U, ET AL. 2005. Urwald relict species – Saproxylic beetles indicating structural qualities and habitat tradition. Waldökologie online;2:106-113.
- MUÑOZ, P., SCHWENDTNER, O., 2005. *La selvicultura hacia bosques maduros, herramienta para la conservación de la biodiversidad en los hayedos de Navarra*. Primeras Jornadas Técnicas sobre árboles viejos, bosques maduros y su biodiversidad. <http://www.arbolesviejos.org/documentos>.
- NIETO A, ALEXANDER KNA. 2010. European Red List of Saproxylic Beetles. Luxembourg: International Union for Conservation of Nature. Office of the European Union.
- NOCENTINI, S. 2010. *Old-growth forests in Italy: inputs for forest management and planning in areas with long-standing human impact*. L'Italia Forestale e Montana, 65 (5): 545-555. <http://dx.doi.org/10.4129/ifm.2010.5.06>.
- ØKLAND B. 1996. A comparison of three methods of trapping saproxylic beetles. Eur J Entomol.;93(2):195-209.
- OLD-GROWTH DEFINITION TASK GROUP, 1986. Interim Definitions for OldGrowth Douglas-Fir and Mixed-Conifer Forests in the Pacific Northwest and California. USDA Forest Service. Pacific Northwest Research Station. Research Note PNW-447, July 1986.
- OLIVER, C. D., LARSON, B. C., 1996. *Forest stand dynamics. Update edition*. John Wiley and Sons, Inc.
- PAILLET, Y, C. PERNOT, V. BOULANGER, N. DEBAIVE, M. FUHR, O. GILG, F. GOSELIN. 2015. *Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France*. Forest Ecology and Management 346 (2015) 51–64.
- PAILLET, Y., BERGÈS, L, HJÄLTÉN, J., ÓDOR, P., AVON, C., BERNHARDT-RÖRMERMANN, M., RIENK-JAN BIJLSMA, R., DE BRUYN, L., FUHR, M., GRANDIN, U., KANKA, R., LUNDIN, L., LUQUE, S., MAGURA, T., MATESANZ, S., MÉSZÁROS, I., SEBASTIÀ, M. T., SCHMIDT, W., STANDOVÁR, T., TÓTHMÉRÉSZ, B., UOTILA, A., VALLADARES, F., VELLAK, K., VIRTANEN, R., 2010. *Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe*. Conservation Biology, Volume 24, No. 1, 101-112. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- PALAU, J, GARRIGA, M., 2013. *Inventari i conservació de boscos madurs al Parc Natural de l'Alt Pirineu*. En: MALLARACH, J. M., MONTSERRAT, J., VILA, J., (coord.), 2013. *Reptes per preservar els boscos madurs a Catalunya*. II Jornades sobre boscos madurs. Santa Coloma de Farners, 2013. Institució Catalana d'Història Natural.
- PARK, BJ; TSUNETSUGU Y; KASETANI T; KAGAWA T; MIYAZAKI Y .2010. «The physiological effects of Shinrin-yoku (taking in the forest atmosphere or forest bathing): evidence from field experiments in 24 forests across Japan». Environmental Health and Preventive Medicine 15 (1): 18-26. doi:10.1007/s12199-009-0086-9.
- PARVIAINEN, J., LITTLE, D., DOYLE, M., O'SULLIVAN, A., KETTUNEN, M., KORHONEN, M., (eds.), 1999. Research in Forest Reserves and Natural Forests in European Countries. EFI Proceedings N° 16, 1999. European Forest Institute.
- POTAPOV P., YAROSHENKO A., TURUBANOVA S., DUBININ M., LAESTADIUS L., THIES C., AKSENOV D., EGOROV A., YESIPOVA Y., GLUSHKOV I., KARPACHEVSKIY M., KOSTIKOVA A., MANISHA A., TSYBIKOVA E., ZHURAVLEVA I. 2008. Mapping the World's Intact Forest Landscapes by Remote Sensing. Ecology and Society, 13 (2)
- 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.
- POTENZA, G., FASCETTI, S., 2010. Lobarion as indicator of ancient forest in the Appennino Lucano (Basilicata-southern Italy). L'Italia Forestale e Montana / Italian Journal of Forest and Mountain Environments 65 (6): 765-774, 2010
- QUINTO J, MARCOS-GARCÍA MÁ, DÍAZ-CASTELAZO C, et al. Breaking down Complex Saproxylic Communities: Understanding Sub-Networks Structure and Implications to Network Robustness. PLoS One. 2012;7(9). doi:10.1371/journal.pone.0045062.

- QUINTO J, MARCOS-GARCÍA MDLÁ, BRUSTEL H, GALANTE E, MICÓ E. 2013. Effectiveness of three sampling methods to survey saproxylic beetle assemblages in Mediterranean woodland. *J Insect Conserv.*;17(4):765-776. doi:10.1007/s10841-013-9559-7.
- QUINTO J, MICÓ E, MARTÍNEZ-FALCÓN AP, GALANTE E, MARCOS-GARCÍA MDLÁ. 2014. Influence of tree hollow characteristics on the diversity of saproxylic insect guilds in Iberian Mediterranean woodlands. *J Insect Conserv.*;18(5):981-992. doi:10.1007/s10841-014-9705-x.
- RANIUS T, JANSSON N. 2000. The influence of forest regrowth , original canopy cover and tree size on saproxylic beetles associated with old oaks. *Biol Conserv.*;95:85-94.
- RANIUS T. 2002. Influence of stand size and quality of tree hollows on saproxylic beetles in Sweden. *Biol Conserv.*;103:85-91. doi:10.1016/S0006-3207(01)00124-0.
- RANIUS T. 2002. *Osmoderma eremita* as an indicator of species richness. *Biodivers Conserv.*;11:931-941.
- RECALDE JI. 2010. «Lista Roja europea de escarabajos saproxílicos» (Coleoptera) presentes en la Península Ibérica: actualización y perspectivas. *Heteropterus Rev Enomología.*;10(2):157-166.
- REDOLFI L., S. ROSSI DE GASPERIS, L. FIORE, C. BATTISTI AND G. M. CARPANETO. 2016. The importance of dead wood for hole-nesting birds: a two years study in three beech forests of central Italy. *Israel Journal of Ecology & Evolution*. DOI: 10.1080/15659801.2016.1191168
- ROBERGE J. M., G. MIKUSINSKI AND S. SVENSSON. 2008. The white-backed woodpecker: umbrella species for forest conservation planning? *Biodiversity Conservation* 17:2479–2494. DOI 10.1007/s10531-008-9394-4
- ROBLES H., C. CIUDAD AND E. MATTHYSEN. 2011. Tree-cavity occurrence, cavity occupation and reproductive performance of secondary cavity-nesting birds in oak forests: The role of traditional management practices. *Forest Ecology and Management* 261 (2011) 1428–1435
- ROBLES H., C. CIUDAD, R. VERA, P. P. OLEA, F. J. PURROY AND E. MATTHYSEN. 2007. Sylvopastoral management and conservation of the middle spotted woodpecker at the south-western edge of its distribution range. *Forest Ecology and Management*, 242: 343–352
- ROSE, 1988. Phytogeographical and ecological aspects of *Lobarion* communities in Europe. *Botanical Journal of the Linnean Society* (1988), 96: 69-79
- ROSE, F., 1985. The old forests of Western Europe and their epiphytic lichens. *British Lichen Society Bulletin*, 56: 1-8
- ROSE, F., 1999. Indicators of ancient woodland - the use of vascular plants in evaluating ancient woods for nature conservation. *British Wildlife* 10: 241–251.
- ROSSI, M., VALLAURI, D. 2013. *Evaluer la naturalité. Guide pratique, version 1.2*. WWF, Marseille, 154 pag. <http://www.foretsanciennes.fr/wp-content/uploads/Rossi-Vallauri-2013.pdf>
- ROTHERHAM, I. D., 2011. A landscape history approach to the assessment of ancient woodlands. En: WALLACE, E. B. (ed.), 2011. *Woodlands: Ecology, Management and Conservation*. Nova Science Publishers.
- ROZAS, V., 2001. Dinámica forestal y tendencias sucesionales en un bosque maduro de roble y haya de la zona central de la Cornisa Cantábrica. *Ecología*, Nº 15, 2001, pp. 179-211.
- ROZAS, V., 2004. A dendroecological reconstruction of age structure and past management in an old-growth pollarded parkland in northern Spain. *Forest Ecology and Management* 195 (2004) 205-219.
- ROZAS, V., 2005. Heterogeneidad estructural y patrones espaciales en un bosque caducifolio maduro: implicaciones para la restauración y la gestión sostenible. En: S.E.C.F.-Gobierno de Aragón (eds.), *Actas 4º Congreso Forestal Español*. CD-Rom. Imprenta Repes, S.C. Zaragoza. Tomo 1, pág. 145.
- ROZAS, V., FERNÁNDEZ, J. A., 2000. Competition, mortality, and development of spatial patterns in two Cantabrian populations of *Fagus sylvatica* L. *Anales del Jardín Botánico de Madrid*, 58 (1) 2000, pp. 117-131.
- RUSSO D, CISTRONE L, GARONNA AP. 2010. Habitat selection by the highly endangered long-horned beetle *Rosalia alpina* in Southern Europe: a multiple spatial scale assessment. *J Insect Conserv.*;15(5):685-693. doi:10.1007/s10841-010-9366-3.
- RUSSO D., L. CISTRONE G. JONES MAZZOLENI S. 2004. Roost selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*, Chiroptera: Vespertilionidae) in beech woodlands of central Italy: consequences for conservation. *Biological Conservation*, 117: 73-81.

- SALA, O. E., JACKSON, R. B., MOONEY, H. A., HOWARTH, R. W., 2000. *Methods in ecosystem science*. Springer, New York.
- SANITJAS, A., 2013. Inventari de rodals amb un cert grau de maduresa i reserves forestals al Parc Natural del Montseny. En: MALLARACH, J. M., MONTSERRAT, J., VILA, J., (coord.), 2013. *Reptes per preservar els boscos madurs a Catalunya*. II Jornades sobre boscos madurs. Santa Coloma de Farners, 2013. Institució Catalana d'Història Natural.
- SÁNCHEZ A, MICÓ E, GALANTE E, JUÁREZ M. 2017. Chemical transformation of *Quercus* wood by *Cetonia* larvae (Coleoptera: Cetoniidae): An improvement of carbon and nitrogen available in saproxylic environments. *Eur J Soil Biol.*;78:57-65. doi:10.1016/j.ejsobi.2016.12.003.
- SÁNCHEZ A, RECALDE JI. 2012. *Limoniscus violaceus*. In: *Bases Ecológicas Preliminares Para La Conservación de Las Especies de Interés Comunitario En España: Invertebrados*. Madrid: Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.:229-231.
- SANDSTRÖM U. 1992. Cavities in trees: Their occurrence, formation and importance for hole-nesting birds in relation to silvicultural practice. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- SCHULZE, E. D, WIRTH, C., MOLLICONE, D., ZIEGLER, W., 2005. Succession after stand replacing disturbances by fire, windthrow and insects in the dark Taiga of Central Siberia. *Oecologia* 146:77-88
- SCHWENDTNER, O., 2014. Los hayedos maduros como referencia para la gestión selvícola. *Navarra Forestal*, 33: 10-13..
- SCHWENDTNER, O., CÁRCAMO, S., 2010. *Bosques viejos y árboles viejos: importancia para la fauna*. En: JORDÁN, F. M., MARTÍNEZ, C. (coords.), 2010. *Gestión y conservación de la fauna salvaje*. IV Encuentro del día forestal mundial. Ayuntamiento de Ponferrada.
- SCHWENDTNER, O., RECALDE, I., ALCALDE, J. T., GÓMEZ, J., CÁRCAMO, S., 2005. *Importancia de los árboles senescentes y la madera muerta en la gestión de los bosques naturales*. En: S.E.C.F.- Gobierno de Aragón (eds.), *Actas 4º Congreso Forestal Español*. CD-Rom. Imprenta Repes, S.C. Zaragoza. Tomo 1, pág. 146.
- SEDGELEY, J.A. O'DONNELL, C.F.J. 1999b. Roost selection by the long-tailed bat *Chalinolobus tuberculatus* in temperate New Zealand rainforest and its implication for conservation of bats in managed forests. *Biological Conservation*, 88:261-276.
- SIMARD, S. W., ASAY, A. K., BEILER, K. J., BINGHAM, M. A., DESLIPPE, J. R., XINHUA, H., PHILIP, L. J., SONG, Y., TESTE, F. P. (2015). Resource transfer between plants through ectomycorrhizal fungal networks. In: Horton TR, ed. *Mycorrhizal networks*. Springer berlin Heidelberg.
- SIERRO, A. 1999. Habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*) in the Swiss Alps (Valais). *Journal of Zoology*, 248:4:429-432.
- SONG C, IKEI H, MIYAZAKI Y. 2016. Physiological effects of nature therapy: a review of the research in Japan. *International Journal of Environmental Research and Public Health*;13 (8). doi: 10.3390/ijerph13080781.
- SPEIGHT MCD. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nat Environ Ser.*;42:78.
- 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.
- SPIES, T. A., 2004. Ecological concepts and diversity of old-growth forests. *Journal of Forestry*, 102: 14-20.
- SPIES, T. A., FRANKLIN, J. F., 1996. *The diversity and maintenance of old-growth forests*. En: SZARO, R. C., JOHNSTON, D. W. (eds.), 1996. *Biodiversity in Managed Landscapes: Theory and Practice*. Oxford University Press. New York. 778 p.
- STOKLAND J. 2004. Development of dead wood indicators for biodiversity monitoring: experiences from Scandinavia. In: MARCHETTI M, (ed). *Monitoring and Indicators of Forest Biodiversity in Europe – From Ideas to Operationality*. EFI Workshop, 12–15 November 2003. Finland: European Forest Institute.;207–226.
- SWYSTUN, M. B., PSYLLAKIS, J. M. BRIGHAM, R. M. 2001. The influence of residual tree patch isolation on habitat use by bats in central British Columbia. *Acta Chiropterologica*, 3(2):197-201.
- TELLERÍA, J.L. 1992. Gestión forestal y conservación de las aves en España peninsular. *Ardeola*, 39: 99-114.
- THIBAUT, J. C. PRODON, R., VILLARD, P., SEGUIN, J. F. 2006. Habitat requirements and foraging behaviour of the Corsican nuthatch *Sitta whiteheadi*. *Journal of Avian Biology*, 37 (5): 477-486.

- TÍSCAR P.A. 2006. La gestión próxima a la naturaleza en el nuevo paradigma de la ciencia forestal. En: TÍSCAR P.A. (coord.): La Gestión Forestal Próxima a la Naturaleza. Prosilva, pp. 15-39.
- TISCAR, P. A., LINARES, J. C., 2011. *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* forests from southeast Spain: using structure and process information to guide management. En: FRISIRAS, C. T. (ed.), 2011. Pine Forest: Type, threats and management. Nova Science Publishers.
- ULYSHEN MD. 2015. Insect-mediated nitrogen dynamics in decomposing wood. *Ecol Entomol.*;40(S1):97-112. doi:10.1111/een.12176.
- ULYSHEN MD. 2016. Wood decomposition as influenced by invertebrates. *Biol Rev.*;91(1):70-85. doi:10.1111/brv.12158.
- VALLAURI D, ANFRÉ J, GÉNOT J-C, DE PALMA, J-P, EYNARD-MARCHET, R (Coords). 2010. Biodiversité, naturalité, humanité. Pour inspirer la gestion des forêts. WWF/Tec&Doc, 474 pp. Paris.
- VALLAURI, D., GRELL, A., GRANIER, E., DUPOUEY, J. L., 2012. *Les forêts de Cassini. Analyse quantitative et comparaison avec les forêts actuelles*. Rapport WWF/INRA, Marseille, 64 pages + CD.
- VAUGHAN, N., J. GARETH, HARRIS, S. 1997. Habitat use by bats (Chiroptera) assessed by means of a broad-band acoustic method. *Journal of Applied Ecology*, 34:716-730.
- VV.AA., 2009. 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.
- 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
- WESOŁOWSKI, T. 2007. Lessons from long-term hole-nester studies in a primeval temperate forest. *Journal of Ornithology*, 148 (2): 395-405.
- WIRTH C, MESSIER C, BERGERON Y, FRANK D, FANKHÄNEL A. 2009. *Old-Growth Forest Definitions: a Pragmatic View*. In: Wirth Christian et al, ed. *Old-Growth Forests*. Berlin Heidelberg: Springer Verlag; 2009:11-33. doi:10.1007/978.
- WULF M. 1997. Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. *J Veg Sci.*;8:635-642. doi:10.2307/3237367.
- ZHOU G, LIU S, LI Z, ZHANG D, TANG X, ZHOU C, YAN J, MO, J. 2006. Old-Growth Forests Can Accumulate Carbon in Soils. *Science* (80-). 2006;314(5804):1417 LP - 1417.
- ZUO J, CORNELISSEN JHC, HEFTING MM. 2016. The (w)hole story: Facilitation of dead wood fauna by bark beetles? *Soil Biol Biochem.*;95(April):70-77. doi:10.1016/j.soilbio.2015.12.015.



Grupo de trabajo de bosques de EUROPARC-España en la reunión del Parc Natural del Alt Pirineu (Noviembre 2013).