

Adaptación de indicadores, criterios y umbrales de naturalidad y biodiversidad forestal al contexto mediterráneo



Julio 2019

Socios:

Adaptación de indicadores, criterios y umbrales de naturalidad y biodiversidad forestal al contexto mediterráneo

Publicación: Julio 2019

Publicación actualizada*: Julio 2023

* Se ha actualizado el resumen y el apartado '6. Propuesta de umbrales por tipo de hábitat' en el que se indica donde han quedado recogidos los valores umbral para cada indicador de naturalidad y biodiversidad forestal en el contexto mediterráneo

Coordinación: Jordi Vayreda (CREAF)

Autores: Jordi Vayreda (CREAF), Jordi Camprodon (CTFC), Lluís Comas (CREAF)

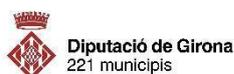
Cita recomendada: Vayreda, J., Camprodon, J., Comas, L. (2020). Adaptación de indicadores, criterios y umbrales de naturalidad y biodiversidad forestal al contexto mediterráneo. Life Biorgest, 81 p.

LIFE BIORGEST: Innovative Forest Management Strategies to Enhance Biodiversity in Mediterranean Forests. Incentives & Management Tools.

El proyecto LIFE BIORGEST (LIFE17 NAT/ES/000568) está financiado por el programa LIFE de la Unión Europea.

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

Cofinanciadores:



Socios:



Adaptación de indicadores, criterios y umbrales de naturalidad y biodiversidad forestal al contexto mediterráneo

Acción A.2. Definición de los indicadores de biodiversidad de referencia

Executive summary

This report is the result of the activities developed in action A2 of the Life BIORGEST project. In this action, a bibliographic review has been carried out to establish and define a list of indicators and criteria of forest naturalness that allow characterizing and quantifying the degree of maturity, the human footprint (direct or indirect) and the spatial integrity of any forest habitat (excluding riparian habitats). Specific thresholds for each indicator and for each forest habitat, especially the Mediterranean ones, have also been established to determine their conservation status. These thresholds have been specified throughout the project and have finally been included in the 'A comprehensive guide to assessing maturity and biodiversity in Mediterranean forest stands'.

The evaluation of the quality and conservation status of a habitat from the point of view of biodiversity and the degree of naturalness has been carried out through an integrative, robust and multicriteria approach, based on a set of indicators grouped by that allow to establish the conservation status of forest habitats. At present, there is no consensus on what are the most appropriate indicators and criteria for assessing the naturalness and biodiversity of forest ecosystems in general, and in the Mediterranean context in particular.

To solve this situation, the following actions have been carried out:

- Bibliographic study on this type of indicators of naturalness in temperate forest ecosystems, emphasising on Mediterranean conditions: scientific literature (web sites such as *Scopus* and *Web of Knowledge*); grey literature and other published methodologies.
- Interaction with other initiatives, such as the LIFE REDBOSQUES project, within which indicators and thresholds for mature reference forests are defined.
- A workshop with experts has been held to discuss the proposal resulting from this analysis and to agree a final list of indicators.

As a result of this action, a list of the most appropriate indicators to characterize the naturalness of a forest habitat is defined and justified, to determine its conservation status and its capacity to house specific biodiversity.

Resumen ejecutivo

Este informe es el resultado de las actividades desarrolladas en la acción A2 del proyecto Life BIORGEST. En esta acción se ha llevado a cabo una revisión bibliográfica para establecer y definir una lista de indicadores y criterios de naturalidad forestal que permitan caracterizar y cuantificar el grado de madurez, la huella humana (directa o indirecta) y la integridad espacial de cualquier hábitat forestal arbolado (excluyendo los hábitats riparios). También se han establecido unos umbrales específicos para cada indicador y para cada tipo de hábitat forestal, especialmente los mediterráneos, para determinar su estado de conservación. Estos umbrales se han ido concretando a lo largo del proyecto y finalmente han quedado recogidos en la 'Guía completa para la evaluación de la madurez y la biodiversidad en rodales forestales mediterráneos'.

La evaluación de la calidad y estado de conservación de un hábitat desde el punto de vista de la biodiversidad y del grado de naturalidad se ha realizado mediante una aproximación integrativa, robusta y multicriterio, basada en un conjunto de indicadores agrupados por criterios que permitan establecer el estado de conservación de los hábitats forestales. En la actualidad, no existe un consenso sobre cuáles son los indicadores y criterios más adecuados para evaluar la naturalidad y biodiversidad de los ecosistemas forestales en general, y en el contexto mediterráneo en particular.

Para resolver esta situación se han llevado a cabo las siguientes acciones:

- Estudio bibliográfico sobre este tipo de indicadores de naturalidad en ecosistemas forestales templados, con énfasis en las condiciones mediterráneas: literatura científica (portales web como Scopus y Web of Knowledge); literatura gris y metodologías publicadas
- Interacción con otras iniciativas, como son el proyecto LIFE REDBOSQUES, en el marco del cual se definen indicadores y umbrales para bosques maduros de referencia.
- Se ha celebrado un seminario con expertos para discutir la propuesta resultante de este análisis y consensuar la lista definitiva de indicadores.

Como resultado de esta acción se define y justifica una lista de los indicadores más adecuados para caracterizar la naturalidad de un hábitat forestal, para determinar su estado de conservación y su capacidad para albergar la biodiversidad específica.

Contenido

1.	6
2.	8
3.	8
3.1.	8
3.2.	10
3.3.	133
3.4.	144
3.4.1.	144
3.4.2.	155
3.5.	166
3.6.	166
3.7.	166
3.7.1.	177
3.7.2.	177
3.8.	177
3.9.	188
4.	199
5.	20
5.1.	200
5.1.1.	200
5.1.2.	200
5.1.3.	222
5.1.4.	23
5.1.5.	24
5.2.	244
5.2.1.	255
5.2.2.	266
5.3.	288

5.3.1.	299
5.3.2.	29
5.3.3.	2929
5.3.4.	3030
5.4.	30
5.4.1.	300
5.4.2.	31
5.4.3.	322
5.4.4.	333
5.4.5.	355
5.4.6.	366
6.	37
6.1.	37
7.	37
8.	60



1. Introducción

Los ecosistemas forestales arbolados contienen una parte muy importante de la biodiversidad del mundo. Además, hay un amplio consenso de que los bosques primarios o vírgenes (i.e., aquellos que nunca han sido intervenidos por el hombre) son uno de los mayores hotspots de biodiversidad debido a su elevada diversidad estructural y funcional a diferentes escalas espaciales y temporales.

Los bosques, el estado de conservación y la biodiversidad son conceptos muy relacionados entre sí, ya que la biodiversidad depende en buena parte de la presencia de grandes extensiones de bosque intacto. La gestión forestal ha modificado los sistemas naturales a través de la gestión del bosque simplificando su funcionamiento con una huella humana muy acusada afectando directamente su estructura, composición y funcionamiento. Los bosques alterados suelen ser más vulnerables a las perturbaciones como los incendios, el cambio climático y otros impactos de origen antropogénico.

De ahí que en casi todas las estrategias nacionales e internacionales se hace referencia a identificar y mantener reservas forestales de protección estricta definidas como áreas dejadas aparte (Forest Left to Free Development) para mantener el funcionamiento de los ecosistemas naturales, para actuar como refugios para a las especies y para mantener los procesos ecológicos característicos de que sólo son posibles si no hay intervención humana. Es lo que se llama **bosque a dinámica libre**.

Las áreas a dinámica libre representan un elemento esencial del patrimonio natural y cultural europeo. Además de su valor intrínseco, también proporcionan de manera directa, pero sobre todo indirecta, importantes beneficios económicos, sociales y medioambientales, incluidos los servicios ecosistémicos, a las comunidades locales, a los propietarios y en la sociedad en general.

La dinámica libre realiza diversas funciones mejor que los paisajes más humanizados. Entre éstas se encuentran, por ejemplo:

- La conservación de la biodiversidad.
- La protección de los servicios ecosistémicos.
- La conexión de paisajes.
- La captura y almacenamiento de dióxido de carbono.
- La mejora del conocimiento y comprensión de los procesos naturales.

A pesar de la falta de verdaderos espacios dinámica natural en Europa, y especialmente en la cuenca mediterránea, todavía hay áreas más o menos remotas con un uso mínimo o extensivo de la tierra, que muestran el potencial para convertirse con el tiempo en áreas de dinámica libre de actividades humanas.

Ahora bien, es muy recomendable que estas áreas tengan una calidad o valor de naturalidad elevado para que puedan ser consideradas como áreas de refugios eficaces de la biodiversidad forestal. Por este motivo es muy importante saber qué criterios e indicadores hay que considerar en cualquier proceso de evaluación.

Como que casi todos los criterios están relacionados entre sí y operan a diferentes escalas es necesario desarrollar un marco de evaluación coherente para integrarlos. Dentro de este marco, los criterios deben cubrir los aspectos fundamentales: el espacio (integridad y conectividad), el tiempo (la continuidad del hábitat y la persistencia), y la función (la naturalidad, madurez y huella humana). Este enfoque, una vez que se complementa con indicadores, se puede utilizar para evaluar el grado en que un bosque contribuye a la protección de la biodiversidad asociada a su madurez.

La persistente actividad humana en el espacio y el tiempo en nuestro territorio hace que no haya bosques vírgenes, en el sentido de libres de toda intervención humana. En las últimas décadas se ha reducido la presencia de herbívoros domésticos y muchas otras actividades humanas tradicionales de aprovechamientos de madera y leña se han ido reduciendo hasta el punto de que tenemos grandes acumulaciones de madera en el bosque. Algunos bosques parecen más naturales que otros, pero aún así su dinámica está afectada por la falta de piezas importantes. Cuando el hombre deja de intervenir, no se devuelve a una situación "natural", sino a una formación secundaria de vegetación empobrecida en especies, y en especial de grandes herbívoros salvajes que tenían cierto papel de control sobre la vegetación, y rodeada de actividades que generan un riesgo muy superior de ignición y propagación de fuegos. Si queremos seguir teniendo bosques, y especialmente bosques de cierto grado de madurez, ante el peligro manifiesto de una recurrencia excesiva de los fuegos y otras perturbaciones, tendremos que inventar nuevas formas de intervención para suplir las piezas que hemos eliminado del sistema. Es decir, tendremos que mantener o una gestión silvícola (incluido el uso de fuegos prescritos) o una gestión ganadera, o ambas combinadas, en la mayor parte del territorio de clima mediterráneo, quizás dejando de lado aquellos bosques que se quieran mantener como reservas forestales integrales, a pesar de saber que tendrán un mayor riesgo de quemar.

Por lo tanto, la existencia de bosques maduros en la zona mediterránea es casi inexistente y a menudo se han visto relegados a las zonas con suelos más pobres, donde la calidad de estación limita de manera importante el desarrollo del bosque con lo que se puede convertir en un impedimento para llegar a la fase de bosque maduro (Gracia 2004). Además, los fuegos de intensidad alta, que cada vez serán más frecuentes, tienen un efecto rejuvenecedor sobre el bosque que impide llegar a las fases de bosque maduro. En las zonas mediterráneas, a falta de referentes y conocimientos científicos sobre bosques no perturbados por el hombre, la dificultad está en imaginar cómo afectarían las limitaciones climáticas y la baja calidad de estación a las características de bosque maduro descritas en otros ámbitos climáticos.

2. Objetivo

Establecer las definiciones de conceptos básicos y una lista tentativa de indicadores agrupados en criterios y para distintos ámbitos que permitan caracterizar la naturalidad de los hábitats forestales, establecer su estado de conservación y su capacidad para albergar biodiversidad específica y altamente especializada y característica.

Establecer los umbrales provisionales para cada indicador adaptados a los hábitats forestales mediterráneos.

3. Definiciones

Una de las primeras tareas es definir conceptos básicos basados en la literatura científica más reciente.

3.1. Bosque maduro

Los bosques maduros y que no han sido intervenidos por el hombre, o lo han sido muy poco, se denominan en la literatura anglosajona de muchas maneras diferentes. Algunos ejemplos son: ancient, antique, climax, frontier, heritage, indigenous, intact, late-serial, late-successional, natural, original, over-mature, pre-settlement, primary, primeval, pristine, relict, undisturbed, untouched, virgin. Ahora bien, el término en inglés más habitual es **Old-Growth**. La FAO reconoce hasta 99 términos distintos.

En español, además de algunas traducciones literales de estos términos, los más utilizados han sido viejo y maduro. Su transposición a la cuenca mediterránea no es directa sino mucho más compleja y por tanto insuficiente, porque en nuestras latitudes, debido a una larga historia de presencia y uso de los sistemas naturales, el bosque ha sido profundamente transformado y los efectos del impacto humano pueden perdurar a lo largo de varios siglos.

Sorprendentemente, no hay un consenso internacional en la definición de bosque maduro porque son mucho los elementos a tener en cuenta. Su definición se puede abordar desde diversas perspectivas: i) estructurales o de composición; ii) histórica atendiendo a la continuidad temporal de la cubierta forestal arbolada; iii) de la dinámica sucesional donde aparecen todas las etapas o fases propias de la dinámica natural hasta llegar a la madurez o; iv) los procesos ecológicos y biogeoquímicos que tienen lugar.

Las definiciones más habituales están a menudo relacionadas con los procesos naturales o características estructurales asociadas a las últimas etapas de desarrollo del bosque (Wirth et al., 2009, Frelich y Reich de 2003, Oliver y Larson 1996). Aquí, proporcionamos dos definiciones que pueden ser útiles en el contexto de este informe.

- **Definición basada en los procesos naturales:** bosques que nacieron bajo un régimen de perturbación natural y se han desarrollado en el tiempo con una mínima influencia humana. Obviamente, estos bosques también están sujetos al impacto humano indirecto, como el cambio climático, la contaminación del aire, y la alteración de la densidad de población de ungulados. Bajo esta definición también se encontrarían los bosques en proceso de recuperación de una perturbación natural severa (por ejemplo, un incendio) siempre que su desarrollo no esté guiado por ningún tipo de intervención humana (por ejemplo, haciendo claras). A menudo, los términos "primario", "virgen" o "bosques patrimonio natural" se utilizan en este contexto.
- **Definición basada en la estructura:** bosques en una etapa tardía del desarrollo, que se caracteriza por la presencia de árboles con una edad próxima a su máxima longevidad, grandes cantidades de madera muerta en pie y en el suelo, y con una estructura de tamaños heterogénea en la dimensión como horizontal como vertical. Esta definición es mucho más funcional ya que permite una traducción razonablemente fácil a unos indicadores que se pueden medir en campo para poderlos caracterizar.

Pero probablemente la mejor definición en el contexto de la región mediterránea es aquella que contempla el conjunto de estos procesos y propiedades, en un escenario libre de intervenciones humanas y donde las perturbaciones autogénicas son de baja intensidad produciendo cambios pequeños a lo largo del tiempo que no alteran significativamente su dinámica natural.

Estos procesos y propiedades que caracterizan los bosques maduros se pueden resumir en 6 criterios:

1. **Elevada riqueza de especies arbóreas** dominantes y otras de acompañantes y más tolerantes a la sombra que en conjunto conforman todo el estrato arbóreo.
2. **Elevada complejidad estructural**, ya sea vertical como horizontal, reflejo de una heterogeneidad de estratos de vegetación y consecuencia de la presencia de árboles de diferentes alturas y edades resultado de los procesos demográficos de regeneración, crecimiento, envejecimiento y mortalidad, de todas las especies arbóreas presentes en el bosque.
3. **Senescencia** de los árboles con la existencia de individuos de gran tamaño de edades cercanas al límite de su longevidad natural. Esta propiedad se manifiesta con la presencia relativamente elevada de árboles de gran tamaño con partes de la copa muerta.
4. Presencia de **madera muerta de gran tamaño**, ya sea en pie o en el suelo y en cualquier estado de descomposición, de cualquiera de las especies arbóreas del bosque pero especialmente de los árboles más grandes resultado de su muerte natural o de perturbaciones de baja intensidad propias de la dinámica forestal.
5. Elevada diversidad de **microhábitats** en árboles vivos. Son alteraciones del desarrollo vital de los árboles producidos por infecciones de hongos, ataques de insectos, perforaciones de pájaros, rotura y caída natural de ramas, impacto de rayos ... y que se incrementan y acumulan con el envejecimiento de los árboles.
6. Existencia de un ciclo de **dinámica forestal completa** en donde se dan todas las fases sucesivas de desarrollo del bosque que produce un complejo heterogéneo de manchas o

rodales donde están presentes simultáneamente todas las fases del ciclo natural del bosque desde la regeneración hasta la maduración, envejecimiento, muerte y caída de árboles que generan claros que permiten la regeneración y reiniciar el ciclo.

Los cinco primeros criterios son característicos de rodales maduros. El sexto es una propiedad que sobrepasa la escala del rodal para convertirse en una característica del conjunto del bosque donde encontramos toda una variedad de rodales en las diversas fases sucesivas que es lo que conoce como ciclo silvogenético. Esta es una dinámica continua que se inicia en un claro donde aparece regeneración. Durante todo el ciclo la dinámica natural construye un entramado de situaciones de manchas espacialmente complejo en que los árboles regeneran crecen, maduran, envejecen, mueren y se descomponen variando la estructura, la composición y los procesos continuamente a lo largo de la historia del bosque. Esta es la dinámica natural que generalmente se prolonga durante cientos de años, tantos como la longevidad natural de las especies arbóreas que lo componen y las condiciones ambientales permiten y, en cualquier caso, superan de mucho el ciclo productivo de la gestión forestal tradicional.

Es importante tener en cuenta que estas definiciones son válidas para cualquier tipo de bosque, aunque los regímenes de perturbación y las características estructurales varíen mucho entre ellos. Por ejemplo, la madurez a menudo se asocia con grandes árboles centenarios y abundante madera muerta, que pueden ser características típicas de los lugares productivos con abundantes precipitaciones. Sin embargo, los bosques maduros también se pueden desarrollar en los lugares secos y menos productivos que no pueden ser fácilmente reconocidos como maduros, como los bosques termófilos situados en terrenos de fuerte pendiente. Los bosques maduros no son necesariamente vírgenes o prístinos.

La idea de imaginarse cómo sería un bosque sin la intervención del hombre ha tenido un gran atractivo especialmente en el mundo científico y conservacionista y en menor medida en el mundo de la silvicultura. Este atractivo incluso ha llevado a todos estos colectivos, aunque principalmente los segundos, a buscar referentes de estos bosques. En cualquier caso el conocimiento que hoy en día se tiene de estos bosques – principalmente en norte América (aunque también tenemos algunos ejemplos en el norte y este de Europa) y que nos muestra situaciones con una alta complejidad estructural y de procesos– nos puede servir no sólo para la hipotética identificación de bosques que cumplan con la definición de bosque maduro, sino también de bosques en todos los estadios de desarrollo, desde zonas en regeneración, pasando por todos los estadios de desarrollo hasta bosque maduro.

3.2. Bosque de alto valor natural

La Agencia Europea de Medio Ambiente (European Environment Agency, 2014) desarrolla por primera vez el concepto de bosque de alto valor natural (HNV- High

Nature Value- en inglés) como expresión de la calidad de los bosques. Éste parte del concepto de AVN de las tierras agrícolas que ya fue adoptado anteriormente por el sistema de indicadores ambientales europeo, el Sebi (European Environmental Agency 2012).

El concepto de naturalidad forestal se refiere al grado en que los ecosistemas forestales están dirigidos por procesos naturales y/o la ausencia de influencia humana (McRoberts et al. 2012). La naturalidad se puede entender como un gradiente entre un extremo relativo al absolutamente natural hacia el extremo opuesto de artificial (Figura 1). En este sentido la naturalidad se puede considerar sinónimo al concepto de integridad biológica o ecológica, concepto asociado a la proximidad de un hábitat a su condición primigenia, representada por su estado original antes de cualquier alteración de origen humano. Winter (2012) a partir de una revisión bibliográfica estableció una definición de la naturalidad como la similitud del estado del ecosistema al estado natural (Winter 2012). Siguiendo esta aproximación, los bosques de alto valor natural son aquellos dominados en los que, en este gradiente continuo de naturalidad, son localmente próximos a las condiciones naturales (Figura 1)

¿Pero cuáles son estas condiciones naturales?

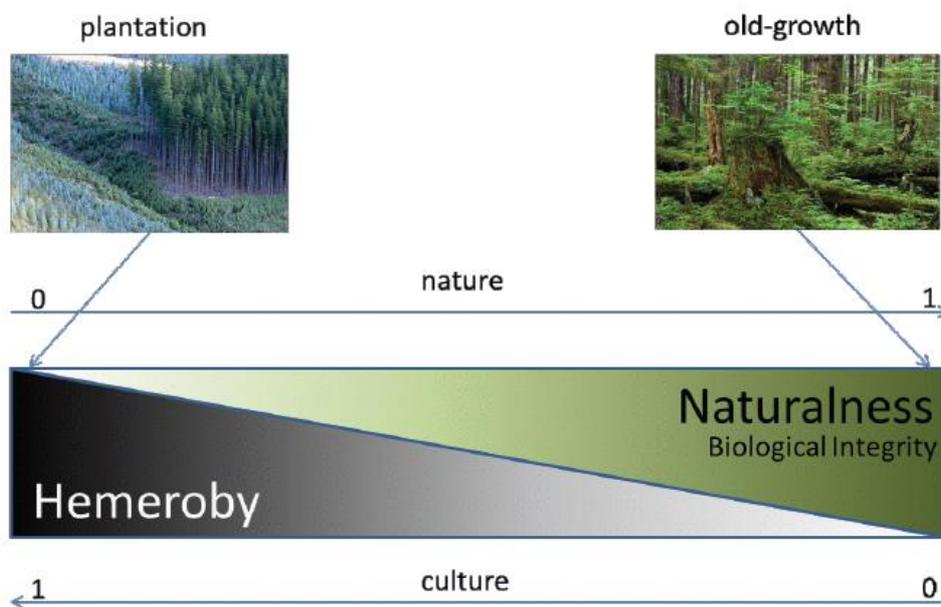


Figura 1. Teoría del método de referencia cuantitativa relativa a las evaluaciones de naturalidad (modificado de Winter et al. 2012).

Las condiciones naturales están relacionadas con la falta de perturbaciones antropogénicas, donde todas las alteraciones son debidas a perturbaciones naturales de baja intensidad permitiendo mantener su integridad ecológica. Si estos procesos cambian a lo largo del tiempo de forma natural, sin la influencia del hombre, la integridad del ecosistema se mantiene. La integridad ecológica se basa fundamentalmente en los procesos intrínsecos que suceden dentro del ecosistema porque éstos determinan los organismos que puede albergar y el nivel de complejidad de interacciones entre ellos.

Hay un cierto consenso que un elevado grado de naturalidad es uno de los requisitos principales para la preservación de la biodiversidad. De ahí que se utilice el concepto de naturalidad para identificar bosques maduros y establecer áreas protegidas (McRoberts et al 2012).

A pesar de ser posterior a los documentos de Wild Europa (Wild Europe 2012), también de la UE, en la documentación sobre los bosques de alto valor natural no hay ninguna mención al concepto de dinámica libre. Ambos términos, dinámica libre y naturalidad, sin embargo, se basan en el mismo fundamento, en el continuum de un extremo de espacios con estructuras o características más humanizadas (cultivadas o alteradas por el hombre) al otro extremo de espacios con naturalidad de procesos y biodiversidad y en la que domina la dinámica libre (Figura 2).

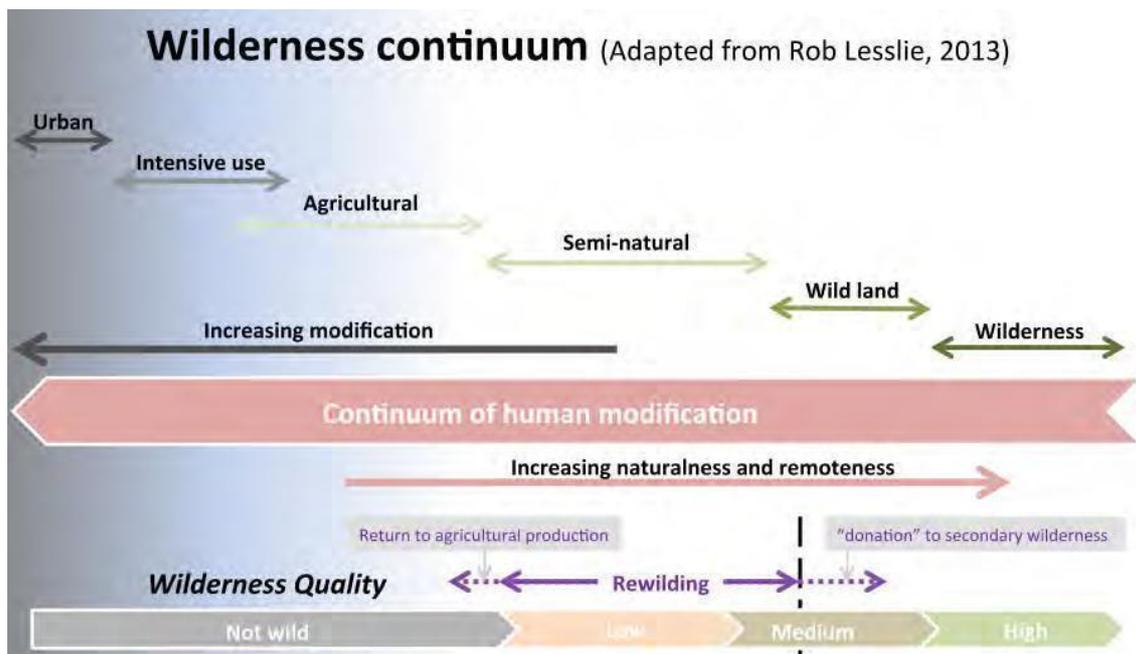


Figura 2. El continuum de la dinámica libre (adaptado de Lesslie 2013).

3.3. Bosque a dinámica libre

El concepto de dinámica libre está en plena pujanza en Europa en los últimos años con diferentes iniciativas puestas en marcha en el marco político europeo. En este sentido, el Parlamento Europeo estableció la Wild Europe Initiative (WEI) para desarrollar el proceso de promoción del concepto de la dinámica libre a partir de la colaboración de varias entidades europeas y de personal de la Comisión Europea y el Consejo de Europa.

Como resultado de diversas acciones de trabajo del WEI, en 2012 se desarrolló la formulación de la definición práctica del concepto de dinámica libre ("Wilderness") en el contexto europeo (Wild Europe 2012): un área de dinámica libre es aquella zona que está dirigida estrictamente por procesos naturales. Se compone por hábitats y especies autóctonas, y es lo suficientemente grande para que se desarrolle un funcionamiento ecológico efectivo de los procesos naturales. No está modificado, o sólo lo está ligeramente, y no presenta actividades humanas intrusivas o extractivas, ni asentamientos, ni infraestructuras o impactos visuales.

También se definen los espacios naturales ("Wild land") como un área natural donde predominan procesos naturales. Estos espacios tienden a ser más pequeños y fragmentados que las áreas de dinámica libre, aunque en conjunto a menudo cubren grandes extensiones. Las condiciones de sus hábitats naturales, de los procesos y de las especies relevantes son parcial o sustancialmente modificadas por las actividades humanas tales como el pastoreo, la caza, la pesca, las actividades deportivas u otras acciones humanas.

El grado de naturalidad de una zona se puede medir a lo largo de un gradiente continuo, en que la dinámica libre está en un extremo, y los cultivos y la silvicultura intensiva en el otro (Figura 2). La posición de cualquier zona particular en el gradiente depende del grado de modificación de los procesos, de los hábitats y del impacto humano. Mientras sea posible, es conveniente progresar con el tiempo en este gradiente con el incremento del grado de naturalidad como consecuencia de acciones de restauración y/o renaturalización ("rewilding") de estos hábitats, las comunidades y los procesos naturales.

3.4. Principios de la biología de la conservación

La biología de la conservación sigue fundamentalmente tres principios básicos que guían la conservación de la biodiversidad en los bosques. Incluyen el mantenimiento (y en algunos casos la restauración) de:

- **La Integridad ecológica** manteniendo la dinámica del ecosistema y la composición natural a lo largo del tiempo dado un régimen (frecuencia e intensidad) de perturbaciones naturales;
- **La complejidad estructural**, manteniendo dentro y entre rodales la heterogeneidad estructural y la composición específica, ciclos de rotación largos, y una variedad de elementos tales como árboles viejos, senescentes, y madera muerta en diferentes estadios de descomposición;
- **La conectividad** manteniendo un paisaje con rodales de bosques interconectados, así como la conectividad dentro del bosque de elementos estructurales que permita el intercambio de individuos y de genes.

Los conceptos teóricos de la biología que hay detrás de estos principios, y de los criterios que se definen más adelante, son la **teoría de la biogeografía insular** y la de **las metapoblaciones**.

3.4.1. Biogeografía insular

Los principios de la **biogeografía insular** fueron desarrollados por McArthur y Wilson (1967) examinando la diversidad de especies de las islas grandes y pequeñas, y la distancia al continente. Haciendo un pequeño ejercicio de abstracción estos mismos principios se pueden trasladar fácilmente a una red de bosques a dinámica libre de diferentes tamaños y en diferentes distancias de separación entre sí.

La conclusión básica a la que llegaron estos autores es que la riqueza de especies es mayor en las islas más grandes que en las más pequeñas, y también mayor en las islas más cercanas al continente que en las islas más remotas. Básicamente, se debe a que la afluencia de las especies desde el continente (la población de origen) a una isla disminuye cuanto mayor es la distancia. En las islas más grandes, puede haber mayor diversidad de hábitats, haciendo que la isla sea más adecuada para más especies y

manteniendo poblaciones más grandes y, por lo tanto con menor probabilidad de extinción.

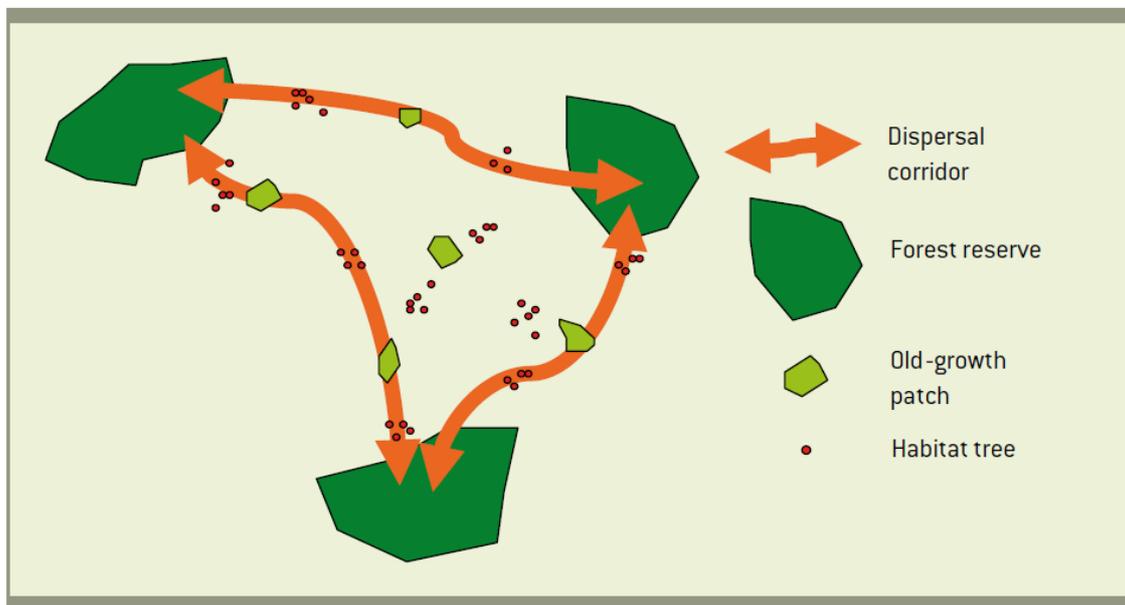


Figura 3. Representación esquemática de la red funcional de diferentes elementos maduros: áreas grandes de bosques en dinámica libre (reservas > 10 ha) están interconectadas por manchas pequeñas también en dinámica libre (1-5 ha) y árboles viejos dispersos (habitat tree). Áreas con una elevada densidad de árboles pueden formar corredor de dispersión de especies clave (fuente: Lachat and Bütler 2007).

3.4.2. Teoría de metapoblaciones

La **teoría de metapoblaciones** la desarrolló y describió principalmente Hanski (1999). Esta teoría afirma que una población de una especie puede estar compuesto de un número de subpoblaciones separadas, cada una en rodales pequeños de hábitat adecuado, pero capaces de migrar rápidamente de un lugar a otro. El conjunto de subpoblaciones es lo que se llama metapoblación.

Los rodales y subpoblaciones pueden extinguirse, pero la población puede sobrevivir siempre que se mantenga suficiente intercambio entre las subpoblaciones. En algunos casos (por ejemplo, un archipiélago con cormoranes), los sitios discretos, las islas, son estables en el tiempo. En otros casos en cambio, como los árboles muertos, desaparecen con el tiempo y reaparecen en otro lugar. Algunos individuos (o semillas) pueden dispersarse de un lugar a llegar a estos nuevos lugares al azar (por ejemplo los hongos), mientras que otros pueden buscar activamente nuevos lugares (por ejemplo, escarabajos). En este caso, se habla de una "dinámica de seguimiento de hábitat".

3.5. Naturalidad (Naturalness)

Como de lejos o distante está un ecosistema en su estado actual respecto a un supuesto estado natural en total ausencia en el tiempo de toda actividad humana (Schultze et al. 2014, Winter, 2012). Muy a menudo es difícil determinar un estado natural de referencia para un ecosistema. Por este motivo se ha desarrollado el concepto opuesto llamado 'hemeroby' que, con los indicadores adecuados, permite evaluar el grado de influencia humana sobre el ecosistema.

La naturalidad es considerada como uno de los criterios más importantes en conservación porque es el principal prerrequisito para mantener la biodiversidad global (Winter 2012). Un elevado número de especie adaptadas y especializadas y, a menudo, en peligro de extinción, contribuyen de manera muy notable al mantenimiento y, incluso mejora, de la biodiversidad forestal. El aspecto más difícil de medir es la determinación de un estado de conservación de referencia idóneo y favorable.

3.6. Integridad (Completeness)

El tamaño mínimo de un área forestal protegida se puede definir como el área más pequeña con un régimen de perturbación natural, que mantiene las fuentes de recolonización por ella misma, y por tanto minimiza la extinción. El razonamiento ecológico que hay detrás del tamaño de una reserva se encuentra en la integridad de los procesos ecológicos característicos, las estructuras y las funciones de los ecosistemas. Todos los procesos que intervienen en el ciclo de vida desde el árbol individual, la masa forestal y el régimen de perturbaciones naturales (p.e., incendios, deslizamientos de tierra y tormentas) deben estar representados en las áreas protegidas. La principal dificultad para garantizar la integridad es en determinar cuán grande debe ser el área protegida para mantener todas estas características dinámicas a escala de paisaje. El área mínima requerida para lograr este objetivo en los bosques templados de Europa, se encuentra entre 20 y 60 hectáreas. Algunos autores recomiendan la fijación de una superficie mínima mayor que el tamaño de la mayor perturbación registrada.

Pero incluso áreas pequeñas pueden tener un valor considerable para la conservación de la biodiversidad. Las especies que dependen de los bosques naturales con baja capacidad de dispersión también pueden encontrar las condiciones adecuadas con poblaciones viables dentro de redes pequeñas y medianas que se distribuyen de manera uniforme, pero bien conectadas entre sí (principios de la biogeografía insular descrita antes).

3.7. Continuidad del hábitat (Habitat continuity)

La continuidad del hábitat hace referencia a la cantidad de tiempo que un ecosistema ha ocupado un lugar determinado. Este concepto también incluye la edad de la masa forestal. La continuidad del hábitat proporciona una mayor variación en la dinámica a

pequeña escala, manteniendo una mayor complejidad estructural y un mayor número de especies forestales típicas que los bosques más jóvenes no tienen.

El término continuidad del hábitat implica dos aspectos: la edad de las masas forestales (**old-growth forest**) y la continuidad de las condiciones de bosque (**ancient forest**).

3.7.1. Bosques viejos (Old-growth forests)

Se necesita mucho tiempo (generalmente varios cientos de años) para conseguir que la dinámica natural y las pequeñas perturbaciones a lo largo de la sucesión permitan crear madera muerta de gruesa, apertura de claros por caída de árboles viejos que proporcionan un hábitat muy particular para determinadas especies de muy baja movilidad (Bauhus et al. 2009). La riqueza de este tipo de bosque, con sus microhábitats para estas especies, aumenta con el tiempo desde que se detiene la gestión. Esto se debe al aumento en el número de nichos ecológicos idóneos para estas especies asociadas a estos bosques.

3.7.2. Bosques antiguos (Ancient forests)

La continuidad temporal de las condiciones del bosque es importante para conservar las especies que tienen una baja capacidad de dispersión. Este concepto de continuidad del hábitat describe las áreas forestales que han sido cubiertas por bosques durante al menos los últimos 200 años. Los bosques antiguos tienen a menudo una elevada cantidad de carbono en su horizonte Ah y también una mayor riqueza de especies de flora típicas de bosques antiguos.

3.8. Conectividad (Connectivity)

La conectividad se define como el grado en que los hábitats, comunidades y procesos ecológicos están relacionados espacialmente. Por lo tanto, la conectividad determina en gran medida si un paisaje facilita o restringe el movimiento de genes y especies entre hábitats. Teniendo en cuenta que los requerimientos de hábitat y capacidades de dispersión varían considerablemente entre especies, la conectividad siempre debe garantizar las necesidades de las diferentes especies o grupos de especies específicas a conservar.

La modificación y degradación añadida del hábitat se observa muy a menudo como consecuencia del efecto borde, que es particularmente elevado cuando el tamaño de la mancha es pequeña.

El reto es conectar los fragmentos para proteger con éxito la biodiversidad forestal mediante la integración de las áreas protegidas en una matriz adecuada y mediante el establecimiento de zonas tampón. En estas condiciones, incluso una matriz con una

gestión cercana a la naturaleza puede ser una barrera para algunas especies asociadas al bosque maduro con baja capacidad de dispersión.

3.9. 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 de la vegetación dominante en ausencia de perturbaciones de importancia, desde su origen hasta la renovación completa del vuelo que se reinicia con 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 de baja intensidad, por la caída de uno varios árboles viejos dominantes de grandes dimensiones abren un claro de algunos centenares de metros cuadrados con la consiguiente liberación de espacio, es la **fase de claro**. Este espacio permite el establecimiento de una nueva generación de árboles, es la **fase de regeneración**.

A continuación, se produce la **fase de ocupación** de dicho espacio y que termina con el cierre del dosel arbóreo y el inicio de la competencia por el agua y la luz y el inicio de los procesos de autoaclareo y autotala de los pies suprimidos. La dinámica de la ocupación va a estar muy influida 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 dispersión de semillas desde zonas adyacentes no perturbadas.

Una vez que se alcanza el cierre del dosel comienza la **fase óptima**: 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**.

A partir de este momento y durante muchas décadas 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 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 con la ocupación de todo el perfil vertical. Esta fase de ciclo corresponde con el **rodal maduro**, y puede prolongarse mucho en el tiempo, dada la alta longevidad de las especies forestales. 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 de gran tamaño 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 especies especializadas. En este momento se alcanza la **fase de senescencia** o desintegración, 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 corresponde a lo que se llama **rodal viejo** y podrá alargarse en el tiempo mediante una dinámica de reemplazo en pequeños huecos, y la subsiguiente maduración de los pies que van relevando dando lugar al reinicio del ciclo.

4. Revisión bibliográfica de indicadores de naturalidad

En este apartado se muestra el resultado de la búsqueda en los portales Web of Knowledge y Scopus de artículos utilizando las siguientes palabras clave: "old-growth attributes", "structural attributes", "forest naturalness", "biodiversity indicators", "wilderness indicators".

Estas palabras clave se han combinado de la siguiente manera:

(("Old-growth" OR "naturalness" OR "wilderness") AND ("attribute" OR "indicator" OR "characteristic"))

Como resultado de esta búsqueda se han seleccionado **37 artículos la referencia bibliográfica** (apartado 9) de los cuales se encuentra al final de este informe. De cada

una de las referencias se da una breve descripción de lo que ha resultado útil en relación a los objetivos de este informe. Como resultado sintético de toda la información extraída de estos artículos se propone la siguiente lista de indicadores y criterios.

5. Propuesta de indicadores y criterios por ámbitos

Como resultado de la revisión bibliográfica, en la definición estructural, de la dinámica de los bosques maduros y teniendo en cuenta los conceptos definidos en el apartado anterior se plantea la siguiente propuesta de criterios e indicadores agrupados por ámbitos. En cada apartado se define cada indicador y se justifica su elección.

5.1. Ámbito: Madurez

En este ámbito se han intentado resumir mediante criterios e indicadores de fácil identificación a nivel de rodal todos aquellos que hacen referencia a todos los conceptos definidos en el apartado 4.1 de este informe que hacen referencia a la definición de bosque maduro.

5.1.1. Criterio: composición específica

Indicador: especies arbóreas

Es la riqueza o número de especies arbóreas autóctonas presentes en el dosel principal, en el subpiso (incluye el regenerado).

En los bosques naturales la tendencia más probable es que convivan varias especies arbóreas a la vez, en general más de cinco excepto en determinados bosques como por ejemplo los hayedos o los bosques de subalpinos (que cuentan con pocas especies), o en sentido contrario, los bosques de ribera (que suelen tener una mayor riqueza de especies). En las etapas más maduras de un bosque la tendencia es que vayan apareciendo especies acompañantes más tolerantes a la sombra que van ocupando los estratos de vegetación por debajo del dosel y que poco a poco –dependiendo de la altura de las especies que ocupan el dosel superior– se vayan incorporando a éste. Son ejemplos especies como *Sorbus torminalis*, *Sorbus domestica*, *Acer opalus*, *A. pseudoplatanus*, *Tilia cordata*, *Prunus avium*, *Taxus baccata*. La tendencia es que la biodiversidad asociada aumente globalmente a medida que aumenta el número de especies arbóreas (Gosselin et al., 2004).

5.1.2. Criterio: complejidad estructural

Indicador: área basal

Es la suma de las secciones del diámetro normal (D_n , medido a 1,3 m. del suelo) de los pies de todos los árboles vivos presentes en una hectárea.

El área basal es un indicador forestal clásico, que describe a la vez la densidad de pies y su tamaño medio indicando de manera muy simple el capital que hay en pie. El área basal de los bosques naturales de clima templado suele estar comprendido entre 20 y 50 m²/ha. Este intervalo puede ser algo menor en clima mediterráneo y más bajo en un clima más seco (mediterráneo) o con temperaturas bajas (alpino) y menor la calidad de estación. Si el bosque está gestionado en turnos largos el valor puede ser más elevado. El área basal irá aumentando y disminuyendo según las fases del *ciclo silvogenético*: las fases iniciales (claros, fase de regeneración y de ocupación) y finales (fase de senescencia) tenderán a ser más bajos mientras que en las intermedias (fase de exclusión y maduración) los valores serán más altos.

Indicador: clases diamétricas

Es el número de clases diamétricas de pies adultos ($D_n \geq 17,5$ cm) presentes en el rodal de cualquier especie arbórea.

En un bosque el número de clases diamétricas es un buen indicador del funcionamiento y el valor va aumentando con la edad. Un bosque natural suele tener una estructura irregular tanto en diámetros como en alturas. Un bosque joven se caracteriza por un número reducido de clases diamétricas y con una distribución j-invertida, bimodal o más o menos uniforme. A medida que el bosque va creciendo el número de clases va aumentando y se va reduciendo la proporción de pies de las clases inferiores. En las etapas de madurez la caída de un árbol de gran tamaño permite la incorporación de una nueva cohorte con lo que en el bosque aparecen pies de las primeras clases a la vez que se mantienen pies de gran tamaño.

Indicador: estratos verticales

Es el número de estratos verticales ocupados por vegetación arbórea. Sólo se contabilizará un determinado estrato cuando su fracción de cabida cubierta sea superior al 20%.

Es una estima a escala local (p.e., 15 metros de radio) de la diversidad estructural en su dimensión vertical.

La estratificación vertical es un elemento importante para describir la biodiversidad y el funcionamiento de un bosque. La estratificación puede ser simplificada como resultado de una actuación silvícola (regularización) haciendo claras por lo bajo eliminando los pies suprimidos y sin provenir; o clara por lo alto y rejuvenecimiento por eliminación de los pies mayores.

Un bosque natural y maduro por lo general es irregular y pluriestratificado. En él fácilmente se pueden distinguir varios estratos verticales. En las etapas más maduras de un bosque la tendencia es que vayan apareciendo nuevos estratos porque van

apareciendo otras especies tolerantes a la sombra que van ocupando los estratos de vegetación por debajo del dosel. Son ejemplos especies como *Sorbus torminalis*, *Sorbus domestica*, *Acer opalus*, *A. pseudoplatanus*, *Tilia cordata*, *Prunus avium*, *Taxus baccata*. Con el tiempo las copas de los árboles más viejos que ocupan el dosel superior se van haciendo menos densas permitiendo una mayor entrada de luz en los estratos inferiores. También puede ocurrir que se van abriendo claros en el dosel por la muerte de un árbol dominante permitiendo la aparición de nuevas cohortes de la especie o especies dominantes o, según el tamaño del claro, otras especies más heliófilas. En otros casos puede ocurrir que haya un estrato adicional emergente que corresponde a pies relativamente aislados que sobrepasan la cubierta arbolada dominante (por ejemplo: bosques mixtos con pies de pino carrasco diseminados y aislados por encima de un encinar dominante más bajo). En estos casos la probabilidad de que el estrato emergente se mantenga en el futuro es prácticamente nulo porque se trata de bosques en transición que todavía mantiene las especies pioneras. Lo más probable es que estos pies aislados vayan desapareciendo con el tiempo y desaparezca este estrato emergente.

5.1.3. Criterio: senectud

Indicador: árboles excepcionales

Es el número de pies vivos de diámetro excepcional (pies/ha).

Los pies vivos de diámetro excepcional (De) son clave como refugio y recurso de una rica variedad de especies y para la continuidad del funcionamiento de la comunidad.

Solo puede haber pies de diámetro excepcional en bosques con cierto grado de madurez. El número de pies excepcionales es un buen indicador porque el tiempo que debe transcurrir para que un árbol alcance un diámetro excepcional es elevado, normalmente más de cien años.

En los casos de dehesas (antiguos espacios agropastorales), es relativamente fácil encontrar pies excepcionales porque suelen ser relativamente gruesos y tiene alturas más bajas de lo habitual al crecer de manera aislada. Pero las dehesas no pueden ser consideradas bosques maduros en ningún caso. En cambio, en otros casos, raros, puede haber ausencia de pies excepcionales a pesar de edades avanzadas sería el caso en que los pies hayan pasado mucho tiempo suprimidos manteniendo un crecimiento muy lento (frecuente por ejemplo en abetales) o en bosques de calidad de estación muy baja.

Indicador: abundancia de madera muerta

Es el volumen de madera muerta (m^3/ha) de gran diámetro, en pie o en el suelo.

La madera muerta de grandes dimensiones es un hábitat clave para un amplio rango de especies saproxílicas (Müller & Bütler, 2010). Los grupos dominantes de especies

saproxílicas incluyen hongos, briófitos, líquenes, escarabajos, anfibios, aves y pequeños mamíferos. El 25% de las especies forestales dependen de la madera muerta (Bobiec 2005; Stokland, Siitonen & Jonsson, 2012), entre los que destacan tres gremios clave de la diversidad biológica forestal: xilófagos, detritívoros y especies cavícolas. La madera muerta de grandes dimensiones es común en los bosques maduros y suele ser un elemento diferencial de estos bosques por la rica biodiversidad específica asociada que albergan.

No es necesario, y en consecuencia no está justificado, cuantificar la madera muerta según estados de descomposición, ni tratar por separado la madera en pie y en el suelo porque muchos estudios demuestran que existe una clara correlación entre la cantidad total de madera muerta y la diversidad de madera muerta (Müller & Bütler 2010). Por la misma razón no hace falta cuantificar la madera de pequeño tamaño.

Indicador: proporción de madera muerta

Es el porcentaje (%) de volumen de madera muerta (en pie y en el suelo) en relación al volumen de madera de los pies vivos.

Un indicador de madurez no es solo una cantidad de madera muerta sino también que proporción hay con respecto a la viva o a la total. Una elevada proporción puede ser un indicador directo de que el bosque se encuentra más cerca de las etapas silvogenéticas de senescencia (signos evidentes de decaimiento de los árboles debido a la edad, descorzamiento, madera muerta en el suelo, hongos saproxílicos sobre árboles vivos) momento en que se produce un aumento de la mortalidad de los pies más viejos y de mayor tamaño del rodal, lo que se traduce en una gran cantidad de madera muerta en relación a la viva.

El volumen de madera muerta de los bosques con mayor madurez y poco impacto humano varía generalmente entre un 10% y un 30% del volumen de madera total del bosque (Burrascano et al. 2013). Hay que tener en cuenta que una proporción elevada de madera muerta como consecuencia de una perturbación severa (vendaval, sequía, plaga, alud...) no sería un indicador de madurez porque en este caso la mortalidad es consecuencia de una causa externa.

5.1.4. Criterio: microhábitats

Indicador: dendromicrohábitats

Es el número de microhábitats distintos presentes en pies vivos por hectárea. Es una medida de la diversidad de tipologías de microhábitats.

La diversidad y abundancia de microhábitats depende de la madurez de los árboles vivos en pie (Larrieu et al., 2008; Larrieu et al., 2011). En un bosque natural, los microhábitats

de pies vivos utilizados por la fauna, flora y hongos son muchos y variados: presencia de epífitas, cavidades, agujeros de nidificación, madera muerta en la copa (Bauhus et al., 2009; Larrieu et al., 2008; Remm & Lohmus, 2011, Kraus et al. 2016).

Los árboles vivos de gran tamaño, pero sobre todo los viejos, albergan numerosos microhábitats indispensables para la supervivencia de una amplia variedad de especies (Larrieu & Gonin, 2008; Kraus et al., 2016). En un bosque natural, la diversidad y ocurrencia de este tipo de pies es elevada, a menudo superior a 10 pies/ha. Además, la conservación de árboles vivos con una diversidad y cantidad suficiente y sostenible de microhábitats es una de las claves para la conservación de la biodiversidad forestal.

La gestión forestal actúa a menudo rejuveneciendo y simplificando el ecosistema reduciendo la diversidad de microhábitats en pies vivos ya que suelen ser los pies que, por razones fitosanitarias, se retiran del bosque. Por otra parte, la misma gestión forestal produce heridas en los pies que permanecen en el bosque aumentando la ocurrencia de dendrotelmos artificiales, la presencia de troncos con la corteza alterada, ramas gruesas rotas, etc.

5.1.5. Criterio: dinámica

Indicador: Fases silvogenéticas

Fases del ciclo silvogenético presentes en el rodal. Evaluación de la completitud del ciclo silvogenético.

En un bosque a dinámica natural el ciclo silvogenético se expresa de forma completa. En un rodal se presentan el mosaico de fases formando manchas y en cada una de ellas domina una determinada fase: gap, regeneración/instalación, ocupación/crecimiento, fase de exclusión/competencia, fase de maduración, envejecimiento, y senescencia/declive/ colapso (ver apartado 4.9 de este informe).

La gestión (con aprovechamientos madereros) cortocircuita el ciclo silvogenético cortándolo bastante antes de que el bosque entre en la fase de envejecimiento. Bauhus et al. (2009) estima que los bosques gestionados para madera no cubren ni el 10 à 40 % del ciclo. Cada fase tiene una duración distinta del ciclo completo, así la fase de regeneración y de crecimiento ocupan menos de un 10% de la duración del ciclo, la fase de ocupación (crecimiento); las fases de exclusión y maduración un 33% y la fase de senescencia un 20%.

5.2.Ámbito: Huella humana

En este ámbito se han intentado resumir a nivel de rodal todos aquellos criterios e indicadores –de fácil identificación por observación sobre el terreno– que hacen referencia a todos los conceptos definidos en los apartados 5.2 Bosque de alto valor

natural, 5.3 Bosque a dinámica natural, 5.5 Naturalidad y 5.7 Continuidad del hábitat. Todos estos apartados anteriores hacen referencia a conceptos relativos a la ausencia de huella humana y al concepto de ancient forest. En contraposición cuando mayor sea la huella humana (hemeroby) y cuanto más reciente, más alejado estará de su estado natural.

5.2.1. Criterio: huella antigua

Indicador: Continuidad temporal

El indicador evalúa la continuidad temporal (antigüedad) del bosque. Se puede medir por fotointerpretación de fotografías aéreas antiguas evaluando el porcentaje de bosque que ya existía con anterioridad a 1956.

La huella de un antiguo uso agropastoral en un bosque se mantiene durante mucho tiempo (décadas e incluso siglos). El impacto puede ser muy visible en el suelo (concentración de carbono, fertilidad, grado de desarrollo de los horizontes orgánicos). Algunas especies tienen una muy baja capacidad de dispersión o una baja capacidad de adaptación a suelos no forestales de manera que estas especies no tienen la capacidad de recolonización rápida sobre pastos o terrenos agrícolas abandonados. Esto tiene consecuencias sobre la biodiversidad y limita la resiliencia de estos ecosistemas. Algunas especies incluso solo aparecen en bosques muy antiguos (Hermy et al., 1999; Hermy & Verheyen, 2007; Dupouey et al., 2002a y 2002b).

Indicador: Usos agropastorales

Indicios de huellas antiguas de uso agropastoral del rodal con anterioridad a 1956.

La puesta en uso agrícola o de pastos produce grandes alteraciones del suelo (enmiendas, fertilización, erosión, movimientos de tierra, aterrazamientos, etc.), el conjunto de huellas humanas antiguas, inducen a unos cambios que pueden ser más o menos visibles todavía en la actualidad. Cualquier registro de antiguos usos agropastorales que se puedan encontrar en archivos puede ser clave para entender la dinámica del bosque. En la mayor parte de los casos los usos agropastorales antiguos serán por constatación de la presencia de señales (como viejos caminos de herradura, muretes, zonas abancaladas, abrigos para pastores, ruinas), pero en otros casos por la probabilidad de que se produjeran estos usos por el hecho de que el terreno era favorable. La fotointerpretación del rodal con las fotografías aéreas del 1956 puede ser de gran ayuda para complementar observaciones que se hayan podido hacer sobre el terreno.

Indicador: usos forestales antiguos

Indicios de huellas antiguas de usos forestales en el rodal con anterioridad a 1956. El indicador evalúa la presión de transformación antigua del bosque teniendo en cuenta los usos forestales más frecuentes

El aprovechamiento forestal y las prácticas silvícolas antiguas (anteriores al 56) pueden explicar una parte de la estructura, composición y funcionamiento del bosque en la actualidad (erradicación de una especie, cortas a hecho o muy intensas, eliminación de la madera muerta, etc.). Raros son los bosques donde los aprovechamientos hayan sido de baja intensidad, es decir que no hayan sido ni pastados, ni explotados para obtener carbón, resinación, descorche, etc.

5.2.2. Criterio: huella reciente

Indicador: usos forestales recientes

Indicios de usos forestales posteriores a 1956. Se puede evaluar a partir de los años transcurridos desde la última corta junto con el número de tocones por hectárea resultado de cortas.

La fecha de la última corta es un indicador clásico para describir el grado de intervención de un bosque. Con el abandono agrícola y la aparición del petróleo como energía después de 1960, algunos bosques dejaron de ser económicamente rentables porque no se podría llevar a cabo un aprovechamiento mecanizado y desde entonces se dejaron de gestionar. A partir de un bosque adulto sin aprovechamientos de madera durante 80 años (60 a 100 según calidad de estación y especie) es tiempo suficiente como para una restauración de un grado elevado de naturalidad.

Indicador: especies exóticas

Es el porcentaje del dosel arbóreo ocupado por especies arbóreas exóticas e invasoras o potencialmente invasoras.

Los árboles autóctonos son genéticamente consecuencia de la presión de la selección natural que se ejerce sobre ellos desde el Holoceno (última glaciación). Por otra parte, las especies autóctonas acogen toda una serie de especies asociadas: cada especie tiene un cortejo de especies que le son más afines y que no siempre son capaces de vivir asociadas a estas especies introducidas.

Las especies exóticas además pueden ser invasoras y alterar los ecosistemas naturales siendo una de las causas más importantes de pérdida de biodiversidad (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Durante estos últimos decenios la introducción voluntaria o accidental de especies invasoras o potencialmente invasoras (*Acacia dealbata*, *Prunus*

serotina, *Robinia pseudoacacia*, etc.) se han multiplicado en los bosques. Los problemas asociados a las invasiones biológicas se han acentuado en los últimos años especialmente en los medios más sensibles (por ejemplo, bosques de ribera) y en bosques periurbanos con una elevada presión antrópica o bosques cercanos a urbanizaciones con jardines.

Indicador: causas de fragmentación

Fragmentación según la tipología de uso o tipo de cubierta alrededor del rodal. El indicador busca describir el posible impacto en el funcionamiento del ecosistema y la biodiversidad asociada.

La fragmentación de los hábitats es una de las causas más importantes de pérdida de biodiversidad (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Sin embargo, la conectividad se puede restaurar de manera relativamente rápida dependiendo del tipo de perturbación. Por ejemplo, después de una deforestación es relativamente rápida la restauración y la recuperación de la conectividad.

Cada especie en función de su capacidad de dispersión y otros rasgos funcionales es más o menos sensible a la fragmentación. La fragmentación causa aislamiento y puede llegar a ser una amenaza para el mantenimiento de las poblaciones de especies con escasa capacidad de dispersión y a largo término para la evolución de la especie en cuestión. La fragmentación causada por infraestructuras artificiales (carreteras, ferrocarril, autopistas...) son las que provocan mayor aislamiento y difícilmente se puede restaurar la conectividad.

Indicador: Actividad cinegética

Intensidad de las prácticas de caza a partir de las distintas tipologías y signos de actividades de caza.

La caza, especialmente de los ungulados salvajes, modifica las poblaciones (erradicación de especies, modificación de la abundancia, cambios en la pirámide de edades y el comportamiento). Además, la caza puede traer consigo el desarrollo de determinadas infraestructuras más o menos visibles y duraderas que también tiene que ser evaluada.

Indicador: herbivoría y/o ramoneo

Medida como intensidad mediante el impacto de los daños por ramoneo y herbivoría, incluyendo los troncos, ya sea producida por animales silvestre como domésticos.

El ramoneo de especies leñosas por fauna salvaje aumenta con el nivel de la población de ungulados y la ausencia de regulación por grandes depredadores o caza. Fuente de conflictos entre forestales, pastores y cazadores, pueden puntualmente retrasar la

regeneración de especies más palatables, especialmente en contextos de comunidades vegetales empobrecidas (ausencia de sotobosques, bosques monoespecíficos, etc.). El valor del indicador viene dado por la intensidad del ramoneo y del pastoreo ya sea porque se ven signos directos y visibles de daños por ramoneo sobre árboles jóvenes (regenerado), descortezado de pies mayores, o indirectos por alteraciones del suelo por ungulados.

Indicador: frecuentación

Es la accesibilidad al rodal medida como la distancia a caminos y el grado de conocimiento de la ruta de acceso.

La frecuentación es una fuente de alteración de la fauna y de riesgo de perturbaciones (puntos de ignición de incendios). El grado de conocimiento por parte de los visitantes del acceso determina la frecuentación y fomenta que haya mayor probabilidad de salir de los caminos señalizados. Por otra parte, la distancia del rodal al camino más cercano también determina la frecuentación.

Indicador: durabilidad de los usos

Es la durabilidad de los usos medida indirectamente por la categoría de protección según la clasificación del UICN y otras categorías de protección estatales y regionales. Este indicador estima el grado de protección y en definitiva la probabilidad de cambio de uso.

El esfuerzo de protección de los espacios naturales busca garantizar la reducción de las actividades desfavorables a la conservación de la biodiversidad. Son muy variadas las herramientas y estatus de protección que se han implementado en las distintas comunidades autónomas con distintos grados de protección. Es recomendable, para hacerlo lo máximo de inteligible, manejable y comparable asignarlos a las categorías internacionales de protección, dentro de las 5 categorías de protección definida por la UICN (UICN I a V).

5.3.Ámbito: Integridad espacial

En este ámbito se han intentado resumir a nivel de rodal todos aquellos criterios que hacen referencia a los conceptos definidos en los apartados 5.6 Integridad y 5.8. Conectividad. Estos dos apartados hacen referencia a conceptos relativos a los principios de la biología de la conservación (apartado 5.4) y en concreto a la **teoría de la biogeografía insular** y la de las **metapoblaciones** y al concepto de integridad que tiene que ver con el tamaño mínimo que debe tener un rodal para que tengan lugar todos los procesos ecológicos propios de la dinámica natural.

5.3.1. Criterio: tamaño

Indicador: tamaño del rodal

Es la superficie del rodal en hectáreas.

Desde un punto de vista ecológico se puede argumentar que el área para que un ecosistema pueda funcionar sin intervención humana (dinámica libre) debe cumplir con una superficie mínima necesaria, es decir, que debe ser lo suficientemente grande para un funcionamiento ecológico efectivo de los procesos naturales. Así pues, la escala espacial necesaria para el mantenimiento de la integridad ecológica de un área natural determina su área mínima: i) la escala necesaria para que se den los procesos ecológicos naturales sin perturbaciones severas; ii) la viabilidad de las poblaciones de las especies a proteger; iii) la presencia de todas las fases silvogenéticas. También es lógico que el área dependa de los tipos de ecosistemas presentes en el espacio, su dinámica que, a su vez, va a depender de la calidad de estación.

5.3.2. Criterio: continuidad forestal

Indicador: continuidad de la mancha forestal

Es la superficie forestal arbolada en continuo en donde está el rodal.

Un paisaje forestal natural se caracteriza por una gran continuidad espacial para que todas las especies forestales se puedan mover fácilmente. Las especies que están asociadas a un microhábitat muy particular deben estar en poblaciones de tamaño suficiente para no poner en peligro su futuro (Bennett, 1998; Ranius & Hedin, 2001). La cuestión de la continuidad del bosque es relevante, especialmente para aquellas especies asociadas a bosques más maduros. La continuidad de un hábitat puede ser muy determinante para la viabilidad de la población de aquellas especies con escasa capacidad de dispersión y altamente dependientes del hábitat arbolado.

5.3.3. Criterio: efecto borde

Indicador: densidad de bosque

Es el porcentaje de bosque en un radio determinado.

El efecto de la interfaz entre el bosque y el no bosque (efecto borde) se puede abordar a través de los índices de forma bastante comunes, como la ratio perímetro/área o la ratio borde/núcleo. Estas medidas son más apropiadas para los estudios en el campo o con datos de alta resolución en la que la cubierta forestal es real y la influencia del borde se puede medir con precisión. Pero en campo también es difícil determinar la frontera que delimita el rodal porque a menudo es difusa. Para los datos de baja resolución, en

la que las manchas pueden o no realmente representar los bosques contiguos, un enfoque alternativo es evaluar para cada píxel el porcentaje de los píxeles vecinos que contienen bosque en un radio determinado, por ejemplo 5 km (Spatially Weighted Forest Cover Density - SF). El radio se puede cambiar de acuerdo con las cuestiones que se quieran abordar a la escala adecuada de acuerdo con los procesos ecológicos a evaluar.

Este indicador proporciona una manera de identificar a la vez las manchas pequeñas y a la vez dispersas sujetos a los efectos borde. La ventaja es que permite distinguir entre dos manchas del mismo tamaño y forma a diferente distancia de una matriz de bosque, la mancha que está a menos distancia de la matriz tendría un valor más elevado. Por lo tanto, también da información del grado de aislamiento de la mancha al tener en cuenta la distancia a los vecinos.

5.3.4. Criterio: conectividad

Indicador: distancia a la core área

Es el grado de aislamiento o interconexión en base a la distancia a otras áreas arboladas y a las características del bosque vecino.

Este indicador permite clasificar manchas de tamaño similar en relación a su accesibilidad para determinadas especies forestales, y proporciona una manera de distinguir áreas forestales de tamaños y densidades forestales intermedias.

La medida del aislamiento requiere de alguna medida de la distancia a otras áreas arboladas pero el grado de aislamiento y / o el efecto positivo de la interconexión también depende de las características del bosque vecino. Por lo tanto, aquellas manchas de bosque que están conectados a grandes superficies forestales (core área) se pueden considerar de mayor valor ecológico que aquellas áreas de recubrimiento forestal y forma similar pero alejadas o incluso desconectadas de las core áreas.

5.4.Ámbito: Organismos indicadores

5.4.1. Criterio: Briófitos

Indicador: cobertura y riqueza de especies epífitas y saxícolas

Los musgos y hepáticas (briófitos) se desarrollan en condiciones de humedad elevada, por lo que suelen asociarse a doseles cerrados. Abundan en las umbrías, expandiéndose sobre troncos, tocones y ramas gruesas de árboles añosos (briófitos epífitos) y afloramientos rocosos, preferentemente grandes y estables rocas (briófitos saxícolas), especialmente en las partes con menor insolación. En condiciones de humedad muy elevada, asociada a frecuentes nieblas, pueden cubrir buena parte de la superficie del

tronco y rocas estables. Esta situación es rara en los bosques mediterráneos catalanes y sólo acontece en rodales con frondosas del sistema Prelitoral, en condiciones de umbría y expuestos a brumas frecuentes. En los últimos 100-150 años se ha constatado un declive de líquenes y musgos asociados a etapas avanzadas de la sucesión forestal, debido a la retirada de árboles viejos y madera muerta de los bosques (Kriebitzsch *et al.*, 2013).

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

Ciertas especies de briófitos asociadas a estas condiciones pueden utilizarse para detectar cambios en las condiciones ambientales bajo el dosel arbóreo. La presencia de amplios mantos de briófitos epífitos, de lento crecimiento y muy fotosensibles, puede interpretarse como indicadora de una continuidad de condiciones nemorales de cierre de dosel prolongadas en el tiempo (EUROPARC-España, 2017). Por el contrario, la apertura de copas y el efecto de borde pueden perjudicarlas al cambiar las condiciones microclimáticas.

5.4.2. Criterio: Plantas vasculares

Indicador: riqueza y abundancia de especies de interés especial

La diversidad de especies de flora vascular es buena indicadora si se distinguen gremios de afinidad ecológica. Las especies tolerantes a la sombra pueden considerarse especies características de interior de bosque, que se desarrollan bien a la sombra del dosel arbóreo. Otras especies colonizan los claros o son características de los bordes del bosque; por otra parte, la presencia de especies leñosas o herbáceas típicas de espacios abiertos que pueden ser testigos de antiguos usos agrícolas y pastorales del bosque o que hayan penetrado en doseles abiertos a partir de los espacios abiertos vecinos. La riqueza de plantas vasculares refleja la variedad de microhábitats (afloramientos de roca, abrigos umbríos, puntos de agua, etc.) y las condiciones ambientales presentes a escala de ecounidad del rodal (desde claros de bosque a doseles muy cerrados). En consecuencia, una elevada riqueza o diversidad ecológica de flora vascular en su

conjunto, no tiene porqué denotar unas condiciones de naturalidad del bosque, si no se distinguen las afinidades ecológicas de cada especie.

Las plantas vasculares propias de los bosques maduros son pocas y difieren de una región a otra (Peterken, 1996; McComb y Lindenmayer, 1999). Así, una especie descrita en una región biogeográfica como asociada a bosques maduros puede aparecer en bosques productivos o en hábitats abiertos en otras condiciones bioclimáticas (Hermy *et al.*, 1999), lo que dificulta el uso de las plantas vasculares como indicadoras de madurez. Por otra parte, la escasez de etapas maduras y senescencia conduce a que muchas especies ligadas a estos bosques sean raras o estén amenazadas (Wulf, 1997). Los bosques maduros albergan, en general, una mayor proporción de especies tolerantes a la sombra, en caso de que exista un cierre del dosel, y diversidad de tipos biológicos, entre ellos árboles y lianas (EUROPARC-España, 2017). La continuidad en el tiempo del dosel facilita la mayor frecuencia de especies de escasa capacidad de dispersión y/o colonización y especies relictas, aisladas de las poblaciones de origen o muy explotadas en el pasado, como el tejo (*Taxus baccata*). Las claras pueden aumentar la riqueza específica total de un rodal al favorecer el desarrollo de heliófitas, entre las que se encuentran especies pratenses y nitrófilas arbustivas, como las zarzas (*Rubus* sp.).

En el Life BIORGEST se analiza la flora vascular de interés especial. Como tal se distingue entre especies de flora amenazada, incluidas en el catálogo de flora amenazada (Resolución AAM/732/2015 de la Generalitat de Catalunya) o reseñadas en el libro rojo de flora endémica y amenazada de Cataluña (Sáez *et al.*, 2010) de los taxones con interés biogeográfico destacado (endémicos o raros a escala local o regional) o bien que son característicos según la tipología de la vegetación descrita para los pinares de pino carrasco, encinares y robledales submediterráneos y sus masas mixtas. También se incluyen especies que puedan ser buenas indicadoras de la estructura e historia forestal del rodal. En este tipo de bosques mediterráneos se han citado pocas especies con categoría de amenaza y no se ha hallado ninguna durante los inventarios realizados. Sí que hay algunas especies protegidas por la legislación catalana como el acebo y el tejo.

5.4.3. Criterio: Hongos

Indicador: riqueza y abundancia de afiloforales y hongos edáficos

Las redes de micelios de los hongos desempeñan la función ecológica esencial de degradar la materia orgánica y fijar buena parte los elementos minerales liberados durante la descomposición. De esta forma, redistribuyen estos elementos, esenciales para el crecimiento vegetal, en un radio de varios metros por micelio. Las micorrizas del suelo también juegan un papel esencial en funcionamiento de los bosques. Los hongos influyen en la estructura y la dinámica sucesional del rodal, por lo que condicionan el hábitat para otras especies. Por ejemplo, el yesquero del pino (*Fomitopsis pinicola*) es

una poliporácea común en los bosques de coníferas. Abunda con la madera muerta y puede infectar árboles vivos con heridas y partes muertas. Es raro en rodales jóvenes, a menos que haya heridas frecuentes por trabajos forestales o daños por el viento. Degrada solo la celulosa y deja la lignina como una estructura residual, considerablemente menos densa, pero bastante estable y adecuada para que los picos excaven sus nidos.

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

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

5.4.4. Criterio: Coleópteros saproxílicos

Indicador: riqueza y abundancia de especies

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

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

Los coleópteros saproxílicos pueden agruparse, también, en función del microhábitat o sustrato que ocupan: grandes troncos de coníferas, como *Nacerdes carniolica*, oquedades en frondosas viejas mediterráneas, como *Prionychus ater*, hongos saproxílicos de frondosas y coníferas mediterráneas, como *Triplax lacordairii*, bajo cortezas de coníferas, como *Pytho depressus*, etc. (EUROPARC-España, 2017). En general, las frondosas son más ricas en coleópteros saproxílicos asociados a bosques maduros que las coníferas. En 7 estudios en bosques centro y noreuropeos se han descrito abundancias o riqueza elevada de escarabajos saproxílicos en densidades de madera muerta alrededor de los 55 m³/ha de media (24 y 140 como valores extremos), con grosores de madera a partir de 10-15 cm de diámetro (Müller y Bütler, 2010).

Otra razón para incluir en el proyecto el seguimiento de coleópteros saproxílicos es la presencia potencial en los pinares, encinares y robledales mediterráneos de especies incluidas en la Directiva Hábitats, como, por ejemplo, *Buprestis splendens*, *Cerambyx cerdo*, *Lucanus cervus* y *Osmoderma eremita* (anexo II).

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

marco del Life+ PINASSA se han hallado señales de insectos saproxílicos en un 26% de la madera en descomposición de pino laricio, un 84% de ellas en rodales maduros (Camprodon et al. 2018).

5.4.5. Criterio: Aves

Indicador: riqueza y abundancia de gremios funcionales

Las aves más características de los bosques con elementos de madurez son las nidificantes en cavidades y que se alimentan de invertebrados de corteza y de madera muerta. En los rodales de estadios avanzados de madurez se establece una relación positiva entre la abundancia de aves y la disponibilidad de árboles gruesos en fuste y copas desplegadas. La relación afecta al conjunto de la comunidad de aves, pero en particular a los picos y paseriformes ocupantes secundarios de cavidades en árbol (Camprodon, 2014). La ausencia o escasez de árboles de cierto tamaño (superiores a 30 cm de diámetro normal) resulta crítica para algunas especies, como el pito negro o el trepador azul. El arbolado de 35-45 cm de diámetro normal que no supera los 10 pies/ha de media y los 14 m de altura dominante parece un factor determinante (Camprodon et al., 2007).

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

En los rodales del Life BIORGEST, las aves que trepan por los troncos (picos, agateador común, trepador azul y herrerillos) se han considerado las especies que mejor indican la madurez del bosque. En conjunto se trata de especies en su inmensa mayoría protegidas, pero no amenazadas. Sin embargo, su abundancia es en general baja y disminuye con la falta de madurez del bosque (ver por ejemplo Camprodon et al. 2018 para bosques de pino laricio). Otro gremio a tener en cuenta son las especies asociadas al sotobosque, entre las que destacan los sílvidos. Al tratarse de bosques mediterráneos, donde el estrato arbustivo puede ser frondoso, se espera una influencia del desarrollo de este estrato en la diversidad de aves. La mayoría de especies residen todo el año en el bosque, si bien algunas son estivales y migran en otoño hacia los refugios invernales africanos; otras especies aparecen —o son más numerosas— en invierno, procedentes de bosques boreoalpinos pirenaicos o de latitudes norteañas.

5.4.6. Criterio: Quirópteros

Indicador: contactos sonoros de gremios funcionales y especies amenazadas

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

La capacidad de acogida de un bosque para los murciélagos depende estrechamente de la estructura del arbolado. Las densidades muy elevadas (orientativamente, espaciamiento entre árboles inferior a los 4-6 m) dificultan los desplazamientos, los vuelos de caza y la búsqueda de refugios. Otro factor influyente es la heterogeneidad del perfil vertical de la vegetación y la riqueza florística, que facilita la diversidad de artrópodos presa. Por último, una variable determinante es la disponibilidad de buenas cavidades en árbol. Este último factor está directamente relacionado con la madurez del bosque. No vale cualquier cavidad: cada especie de quiróptero arborícola tiene sus preferencias: por ejemplo, nidos de picos para los nóctulos, pequeñas oquedades para los orejudos o grietas bajo corteza para el murciélago de bosque. Su supervivencia depende, por lo tanto, de una gran densidad de árboles muertos en pie y árboles de gran diámetro con cavidades. Cuando la disponibilidad de buenas cavidades es limitada, la capacidad de acogida del bosque será menor y la probabilidad de depredación, mayor.

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

Además de su valor indicador, los murciélagos arborícolas son el grupo de vertebrados menos conocido y cuenta con algunas especies catalogadas como amenazadas e incluidas en los anexos de la Directiva Hábitats. Al respecto, *Barbastella barbastellus* y *Myotis bechsteinii* figuran en el anexo II de dicha Directiva. Por su parte, *Myotis nattereri*, *Nyctalus noctula*, *N. lasiopterus*, *N. leisleri*, *Pipistrellus nathusii* y *Plecotus auritus* se incluyen en el anexo IV de la Directiva Hábitats.

6. Propuesta de umbrales por tipo de hábitat

En este apartado se definen los umbrales para cada indicador y para cada tipo de hábitat forestal considerado.

6.1. Tipos de umbral

Existen varios tipos de umbral a considerar, los cuales se han concretado al final del proyecto:

- Valor umbral a partir del cual consideramos que hay que medir una determinada variable, por ejemplo, el diámetro normal mínimo para la madera muerta para considerarla de grandes dimensiones, típicas de bosques maduros y como hábitat para coleópteros saproxílicos. Estos umbrales están recogidos para cada indicador de madurez (epígrafe RB) de la tabla 1, columna "Diferencias y condicionantes" de la "Guía completa para la evaluación de la madurez y la biodiversidad en rodales forestales mediterráneos".
- Valor umbral a partir del cual se empieza a considerar dentro de los límites de los bosques maduros, por ejemplo, área basimétrica, tiene que ser superior a 30,5 m²/ha. Estos umbrales son los correspondientes a los valores correspondientes a la madurez (epígrafe RB) de la tabla 2 de la "Guía completa para la evaluación de la madurez y la biodiversidad en rodales forestales mediterráneos".
- Valores umbrales distintos en función del hábitat forestal considerado. Es muy probable que no se pueda usar un mismo valor umbral, por ejemplo, de volumen de madera muerta para un encinar que para un robledal mediterráneo. Estos umbrales están recogidos en la tabla 2 para algunos de los indicadores de madurez (epígrafe RB) de la "Guía completa para la evaluación de la madurez y la biodiversidad en rodales forestales mediterráneos".

7. Bibliografía de referencia para la definición de indicadores y criterios

Anderson, M. (2009). *Evaluation of bioindicators and structural attributes as indicators of old-growth forests.*

Key Words: species indicators, ecological indicators, old-growth index, ecological continuity.

Tesis doctoral en la Universidad de British Columbia donde propone una definición de Old-growth forest, hace una revisión bibliográfica de bioindicadores (escarabajos saproxílicos, líquenes, briófitos y hongos) y de atributos estructurales. Concluye que los bioindicadores más apropiados son los escarabajos saproxílicos y los líquenes (cubren el 67% de los criterios) seguidos por los indicadores estructurales (64%). Los indicadores estructurales son menos apropiados pero más prácticos.

Los criterios que deberían cumplir los indicadores son:

Criteria	Short Description
International compatibility	Potentially useful in temperate and tropical forests.
Limited mobility	Low dispersal ability
Sensitive to forest fragmentation/ requires continuity	Response to fragmentation in the forest landscape
Respond to disturbances at the stand scale	Responds to disturbances happening in forest stands
Known response to disturbances	Studies document response of organisms to disturbances within forests
Low variability in response	Low population fluctuations, reliability of organism as an indicator
Knowledge of natural history of organism, habitat affiliation and interactions with other organisms and role in the ecosystem	Sufficient studies provide required information about the ecology of the organism
Clear taxonomy	Taxonomy well documented and established
Low tolerance levels	Respond to small changes in forest environment
High reproductive rate	Progeny generated on a regular basis relative to other organisms
Food habitat specialists	Requires specific resources for presence in habitat
Easy to find	Not a cryptic organism
Data requirements low	Does not require preliminary field research
Skills required low	Does not require expert
Low cost	Low cost to data collection

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

Keywords: Literature search Forest dynamics Sustainable forest management Carbon sequestration Biodiversity, Late-successional forests

Artículo de revisión donde se hace una síntesis mundial de las características estructurales comunes y variabilidad de los bosques templados maduros y los old-growth. Se analizan una colección de indicadores como el área basal, la densidad de pies, nº de árboles de gran tamaño, biomasa aérea total el DBH medio y el volumen de madera muerta de gran tamaño. Los resultados sugieren que todos los indicadores estructurales varían entre los sistemas en relación con a las zonas geográficas, composición y clima. Sin embargo, los old-growth mostraron características comunes en su estructura en comparación con los bosques maduros: densidades significativamente más altas de árboles vivos grandes, mayor diámetro medio cuadrático y mayores cantidades de biomasa aérea total y madera muerta gruesa.

Chirici, G., McRoberts, R. E., Winter, S., Bertini, R., Bröändli, U.-B., Asensio, I. A. Marchetti, M. (2012). National forest inventory contributions to forest biodiversity monitoring. *Forest Science*, 58(3), 257–268. <https://doi.org/10.5849/forsci.12-003>

Keywords: COST Action E43, international references, harmonization, biodiversity indicator, naturalness, forest type, deadwood, forest age, regeneration

Este artículo revisa y presenta las posibilidades ofrecidas por los IFN para armonizar la evaluación de indicadores útiles para el monitoreo de la biodiversidad forestal. Los resultados demuestran que los IFN pueden generar estimaciones comparables o armonizadas de indicadores para múltiples atributos de la biodiversidad (tipos de bosque, madera muerta, edad, estructura del bosque y naturalidad del bosque), pero para otros (vegetación del sotobosque y regeneración) los NFI no tienen información suficiente.

Christensen, M., Hahn, K., Mountford, E. P., Ódor, P., Standovár, T., Rozenbergar, D, Vrska, T. (2005). Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 210(1–3), 267–282.

<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.032>

Keywords: Biodiversity; Coarse woody debris; CWD; Fagus sylvatica L.; Indicator; Nature-based forest management; Sustainability

Se analiza la cantidad de madera muerta en 86 hayedos de reservas forestales de zonas bajas y de montaña. El volumen medio de madera muerta es de 130 m³/ha con una variabilidad muy elevada. También se dan datos de la proporción de madera muerta en el suelo y en pie.

Di Filippo, A., Biondi, F., Piovesan, G., & Ziaco, E. (2017). Tree ring-based metrics for assessing old-growth forest naturalness. *Journal of Applied Ecology*, 54(3), 737–749. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12793>

Key-words: beech, chronosequence, conservation value, forest pattern and process, Gini coefficient, naturalness, old-growth, structural complexity, suppression and release, tree rings

Se reconstruye la historia de supresiones y perturbaciones del crecimiento de 19 bosques old-growth y gestionados de hayedos en los Alpes i Apeninos a partir de las series de crecimiento de cores. Se proponen una serie de métricas basadas en los anillos de crecimiento para describir la intensidad i la distribución temporal de los procesos ecológicos y biológicos. Se propone un ranking sintético de naturalidad funcional de bosques basa en los procesos ecológicos que ocurren en los árboles basados en estas métricas. De esta manera se puede prescindir de umbrales arbitrarios basados en el tamaño o en la edad del árbol.

EUROPARC-España. (2017). Los bosques maduros: carácterísticas y valor de conservación. Ed. Fundación Fernando González Bernaldez, Madrid.

Este documento se ha generado en el marco del proyecto Life Redbosques y está en fase de borrador. Aporta una exhaustiva revisión del conocimiento científico sobre madurez forestal y sus diferentes acepciones, se sintetizan las características más significativas y observables en todos los bosques maduros y se describe la dinámica propia de estos bosques.

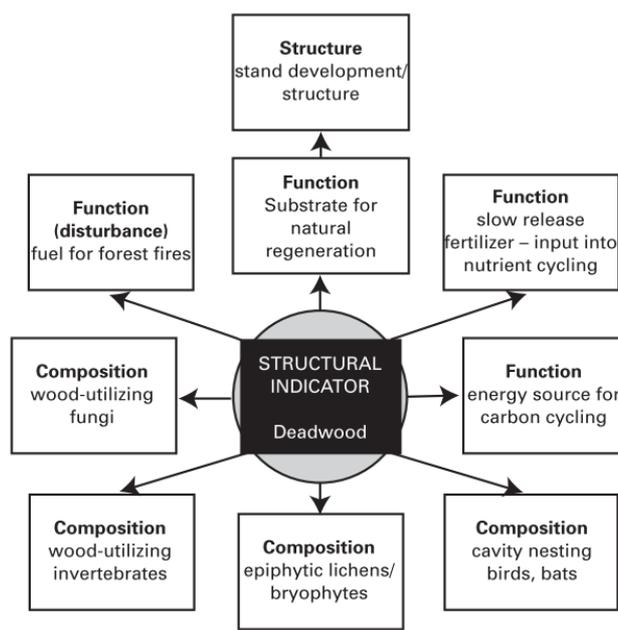
Europe Wild. (2013). A Working Definition of European Wilderness and Wild Areas, 18.

Este un documento de referencia para todas las estrategias y proyectos orientados a la wilderness y las wild áreas. Se estandarizan las definiciones, los criterios, superficies mínimas, las características y actividades apropiadas, los procesos ecológicos

implicados para la wilderness y las wild áreas que pueden conformar las bases para una protección efectiva, restauración o de iniciativas de rewilding en un amplio rango de circunstancias geográficas y culturales en toda Europa.

Ferris, R., & Humphrey, J. W. (1999). A review of potential biodiversity indicators for application in British forests. *Forestry*, 72(4), 313–328.
<https://doi.org/10.1093/forestry/72.4.313>

Hace una revisión de los indicadores potenciales de biodiversidad en los bosques británicos seleccionando parámetros biológicos como medidas subrogadas de distintos aspectos de la biodiversidad en bosques gestionados. Sugiere una combinación de indicadores estructurales y de composición (especies o grupos de especies).



Basado en (Hodge y Peterken, 1998)

Frank, S., Fürst, C., Koschke, L., Witt, A., & Makeschin, F. (2013). Assessment of landscape aesthetics-Validation of a landscape metrics- based assessment by visual estimation of the scenic beauty. *Ecological Indicators* 32: 222-231. *Ecological Indicators*, 32, 222–231.

Keywords: Objective approach, Subjective approach, Preference study, Ecosystem service, Regional scale

Definen métricas a escala de paisaje para definir la naturalidad y la diversidad paisajística utilizando un índice de diversidad de Shannon, un índice de forma y un índice de patch density. Correlacionan estos índices con la percepción humana del valor estético de un determinado paisaje para valorar su validez como indicador de naturalidad y la diversidad paisajística.

Frelich, L. E., & Reich, P. B. (2003). Perspectives on development of definitions and values related to old-growth forests. *Environmental Reviews*, 11(S1), S9–S22. <https://doi.org/10.1139/a03-011>

Keywords: dwarf forest, Minnesota, old-growth processes, tree height.

Hace un repaso de definiciones sobre bosques old-growth, procesos ecológicos, dinámica sucesional, perturbaciones, tamaño, conectividad y características estructurales. Finalmente también discute sobre los valores más importantes desde el punto de vista de la ecología y la biología de la conservación.

Gao, T., Hedblom, M., Emilsson, T., & Nielsen, A. B. (2015). Reviewing the strength of evidence of biodiversity indicators for forest ecosystems in Europe. *Ecological Indicators*, 57, 420–434. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.028>

Keywords: Compositional indicator, Dead Wood, Forest policy, Species richness, Structural indicator, Surrogate

Artículo de revisión sobre la relación existente entre indicadores de biodiversidad e indicandos (i.e., el aspecto de la biodiversidad que indica). En 62 de los 142 estudios, no se realizaron correlaciones estadísticas entre el indicador (s) y el indicando y 42 (de los 62) ni siquiera presentaron un indicando claro. En los 80 estudios restantes, se identificaron 412 correlaciones entre el indicador y el indicando. Sin embargo, solo seis correlaciones evaluaron relaciones sólidas entre ambos. Estos resultados implican que la validez de la mayoría de los indicadores en los que se basa el monitoreo y la planificación de la conservación cuentan con un respaldo científico limitado y que se necesita una mejor validación de los indicadores actuales de biodiversidad para los ecosistemas forestales.

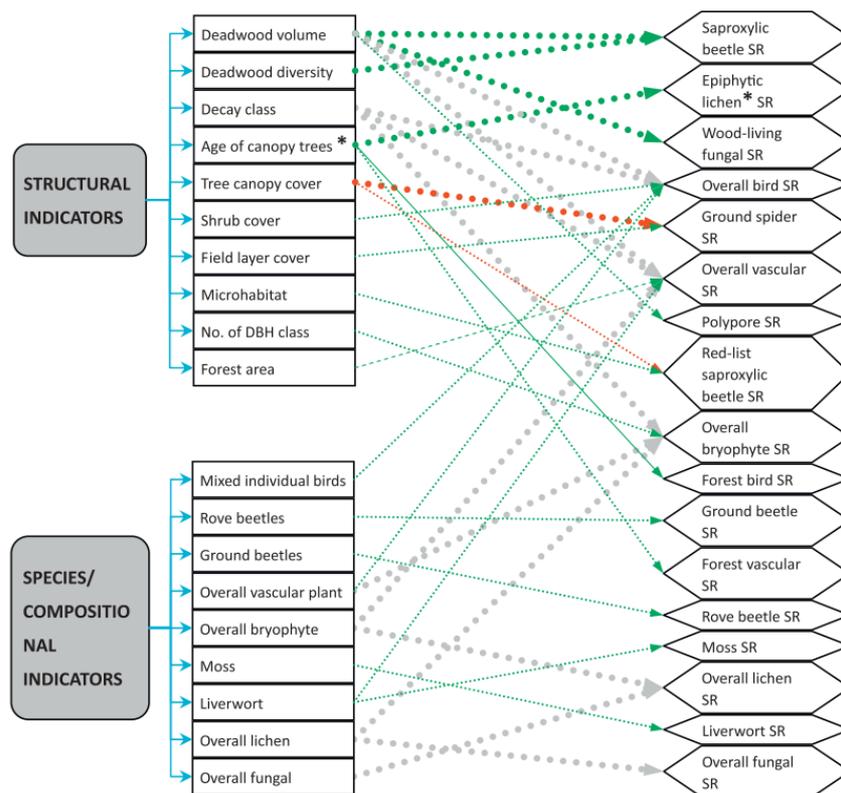


Fig. 4. Correlations with strong evidence (bold green/red arrow lines, $n = 5$), moderate evidence (fine green/red arrow lines, $n = 16$) and no indicator value (tested by ≥ 3 studies without divergent results, bold grey arrow lines, $n = 11$) between indicators (rectangles) and their indicandum (hexagons). Green arrow represents positive correlation, red arrow represents negative correlation, grey arrow represents no correlation. Dotted lines represent stand scale, dashed lines forest scale and solid lines landscape scale. Asterisk (*) indicates that species composition of indicandum changes with configuration of structural indicator. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of the article.)

Götmark, F. (2013). Habitat management alternatives for conservation forests in the temperate zone: Review, synthesis, and implications. *Forest Ecology and Management*, 306, 292–307. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.014>

Keywords: Woodland, Forest reserve, Protected area, Restoration, Succession, Disturbance

Artículo de revisión de más de 2000 artículos sobre bosques protegidos y 150 tratan sobre tipos de gestión recomendada. El autor sugiere 4 grandes alternativas de gestión. 1) Mínima intervención; 2) Gestión tradicional promocionando estructuras que favorezcan la biodiversidad; 3) Gestión no tradicional, para aumentar la madurez favoreciendo determinadas especies poco representadas y; 4) Gestión de especies, amenazadas, (rewilding) basado en la selección de un conjunto de especies que son valiosas ya que pueden moldear el bosque.

Kapos, V., Lysenko I. Lesslie R. (2002). Assessing forest integrity and naturalness in relation to biodiversity. Working paper 54. FAO. Rome.

Proponen un método basado en cartografía SIG para medir y monitorear la configuración espacial y la integridad espacial basada en tres índices: Forest Patch Size, Shape or edge influence, Isolation and inter-connection que finalmente agrupan en un índice de integridad forestal espacial.

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

Libro con varios artículos de distintos autores y editado por los autores citados (Kraus & Krumm) dividido en varios apartados: 1) conceptos y definiciones; 2) elementos clave de la conservación de la biodiversidad en bosques: microhábitat; madera muerta; conectividad y fragmentación... 3) indicadores por grupos de especies y umbrales de requerimientos de hábitat; hay un capítulo para cada grupo (aves, insectos, briófitos, líquenes, hongos...) y; 4) Retos clave: Gestión y conservación de la biodiversidad en el contexto del cambio climático; el papel de la biodiversidad en los bosques; especies invasoras...

Kuiters, A. T., Eupen, M. Van, Carver, S., Fisher, M., Kun, Z., & Vancura, V. (2013). *Wilderness register and indicator for Europe, (October), 92.*

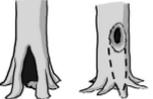
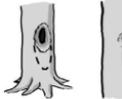
Informe donde se recoge información sobre áreas protegidas según clasificación IUCN para Europa y describe indicadores y umbrales de wilderness (accesibilidad, infraestructuras, tamaño de la core área, ganadería...) a tener en cuenta para determinar su idoneidad para tal propósito.

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

Keywords: Biodiversity conservation, Integrative forest management, Monitoring, Forest inventory, Tree structure, Wildlife habitat

Se hace una propuesta de armonización para futuros inventarios de una clasificación de microhábitats en pies vivos y muertos. Se propone una definición y una tipología de los distintos tipos de microhábitat en los bosques templados y mediterráneos de Europa. La clasificación está basada en 7 grandes tipos de formas en relación a sus características morfológicas y su relevancia en cuanto a la biodiversidad asociada. De estos 7 se subdivide en otros 15 y finalmente en 47 tipos específicos.

Table 5
Illustrations of the TreM types in European temperate and Mediterranean forest.

Form	Group	Types					
Cavities i.s.	Woodpecker breeding cavities	Small woodpecker breeding cavity Entrance \varnothing < 4cm 	Medium-sized woodpecker breeding cavity Entrance \varnothing = 4-7cm 	Large woodpecker breeding cavity Entrance \varnothing > 10cm 	Woodpecker flute Entrance \varnothing > 3cm 		
	Rot-holes	Trunk base rot-hole (closed top, ground contact) Opening \varnothing > 10cm 	Trunk rot-hole (closed top, no ground contact) Opening \varnothing > 10cm 	Semi-open trunk rot-hole Opening \varnothing > 30cm 	Chimney trunk base rot-hole Opening \varnothing > 30cm 	Chimney trunk rot-hole Opening \varnothing > 30cm 	Hollow branch Opening \varnothing > 10cm 
	Insect galleries	Insect galleries and bore holes Hole \varnothing > 2cm or area > 300cm ² 					
	Concavities	Dendrotelm \varnothing > 15cm 	Woodpecker foraging excavation Depth > 10cm, \varnothing > 10cm 	Trunk bark-lined concavity Depth > 10cm, \varnothing > 10cm 	Root-buttress concavity Entrance \varnothing > 10cm 		

Lassauce, A., Paillet, Y., Jactel, H., & Bouget, C. (2011). Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators*, 11(5), 1027–1039. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004>

Keywords: *Deadwood, Species richness, Biome, Meta-analysis, Decay stage, Deadwood type*

Metanálisis para estudiar la correlación entre el volumen de la madera muerta y la riqueza de especies de escarabajos y hongos saproxílicos en relación con varios predictores a nivel del rodal: bioma, tipo de madera muerta (madera muerta en pie, en suelo y tocón) y clase de descomposición (fresco vs. en descomposición). Demuestran que la correlación es significativa pero moderada ($r = 0,31$), y que varió solo levemente entre madera muerta en pie, en el suelo o según descomposición. LA correlación es más fuerte en bosques boreales que en templados. Se concluye que el volumen de madera muerta total no es u indicador suficiente para la biodiversidad de saproxílicos. Incluir las clases de descomposición puede ser un buen indicador complementario.

Lombardi, F., Marchetti, M., Corona, P., Merlini, P., Chirici, G., Tognetti, R., ... Puletti, N. (2015). Quantifying the effect of sampling plot size on the estimation of structural indicators in old-growth forest stands. *Forest Ecology and Management*, 346, 89–97. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.011>

Keywords: *Forest structure, Deadwood, Survey simulation, Beech forests, Italy*

El artículo evalúa (i) las diferencias totales estimadas entre los indicadores estructurales de old-growth medidos en parcelas de campo con diferentes tamaños, y (ii) define el tamaño de muestra óptimo para la evaluación precisa de dichos indicadores. En parcelas desde 4 a 20 m se mide (1) número de árboles vivos; (2) número de árboles grandes (dbh > 50 cm); (3) volumen total de madera muerta; (4) número de elementos

de madera muerta (en pie, en el suelo) con dbh >30 cm. Se concluye que el tamaño de parcela mínimo debería ser de 500 m² (r=12,6 m).

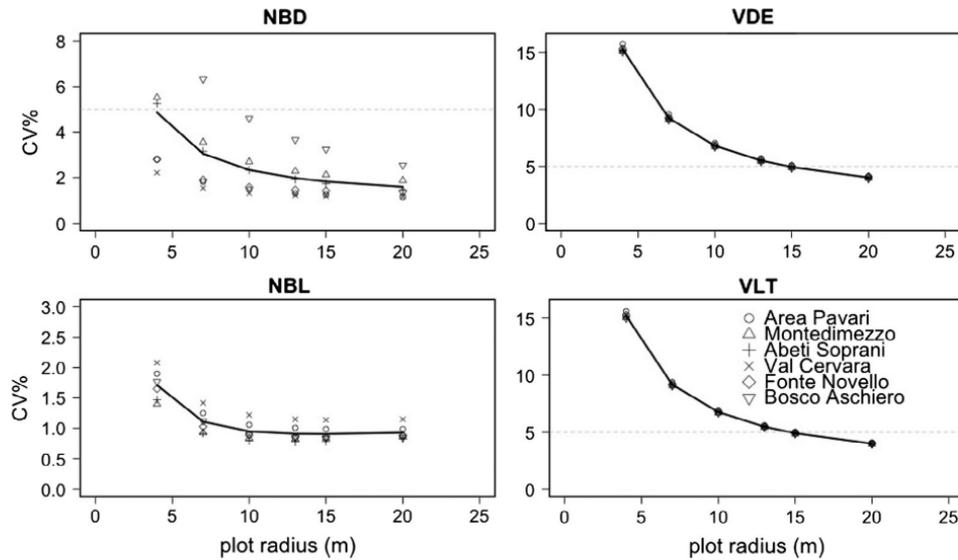


Fig. 3. Relationships between the radius of the plots and the precision of the estimates, for the four investigated oldgrowthness indicators.

McRoberts, R. E., Winter, S., Chirici, G., & la Point, E. (2012). Assessing forest naturalness. *Forest Science*, 58(3), 294–309. <https://doi.org/10.5849/forsci.10-075>

Keywords: harmonization, biodiversity indicators, hemeroby

Artículo de revisión en relación al concepto de naturalidad e integridad ecológica para describir el valor ecológico de un ecosistema forestal y para identificar bosques old-growth con el propósito de establecer áreas protegidas. El artículo también analiza la capacidad de los inventarios forestales nacionales para estimar la naturalidad. Los resultados indican que las características de cada IFN tales como el BH mínimo o el tamaño de la parcela afectan la estimación de los indicadores de naturalidad.

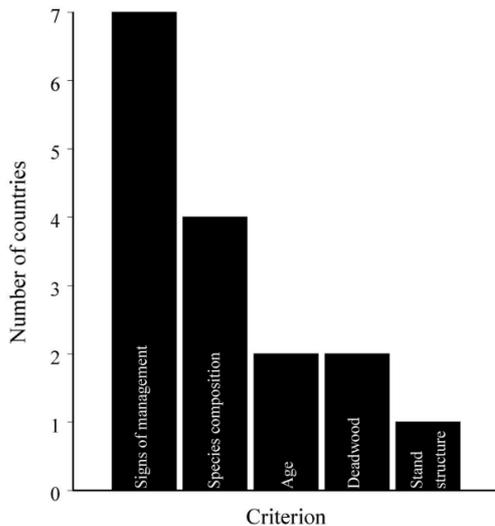


Figure 2. Criteria used by European NFIs to assess naturalness.

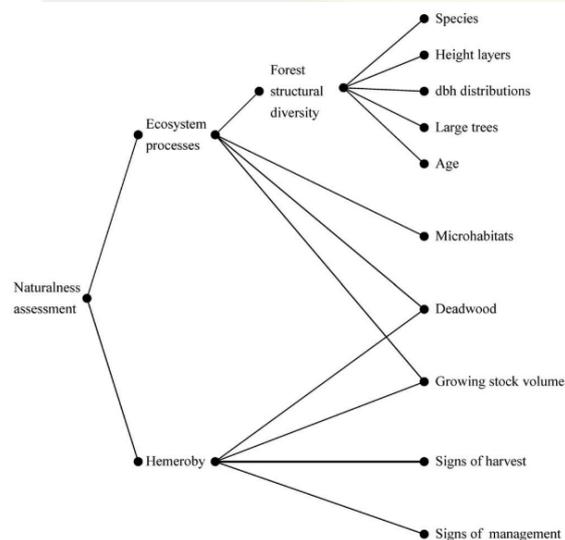


Figure 4. Potential indicators.

Motta, R., Garbarino, M., Berretti, R., Meloni, F., Nosenzo, A., & Vacchiano, G. (2015). Development of old-growth characteristics in uneven-aged forests of the Italian Alps. *European Journal of Forest Research*, 134(1), 19–31. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0830-6>

Keywords: Forest structure, Coarse woody debris, Selection system, Rotated sigmoid, PCA, Retention forestry

Este artículo hace una comparación de bosques old-growth, bosques regulares abandonados hace 50 años y bosques gestionados actualmente. Se comparan mediante 17 atributos estructurales.

BA	Basal area	m ² ha ⁻¹
D50	Trees with dbh > 50 cm	n ha ⁻¹
D80	Trees with dbh > 80 cm	n ha ⁻¹
HD	Shannon diversity diameter classes	cm
QMD	Quadratic mean diameter	cm
REGEN	Regeneration density	n ha ⁻¹
SDD	Standard deviation of the diameter	cm
TPH	Tree density	n ha ⁻¹
VOL	Volume of living trees	m ³ ha ⁻¹
CWD	Volume of coarse woody debris	m ³ ha ⁻¹
SNAG50	Snags with dbh > 50 cm	n ha ⁻¹
STUMP	Stumps	n ha ⁻¹
VLOG50	Volume of logs with diameter > 50 cm	m ³ ha ⁻¹
VSNAG50	Volume of snags with dbh > 50 cm	m ³ ha ⁻¹
VSTUMP	Volume of stumps	m ³ ha ⁻¹
PERCFASY	Per cent basal area by beech	%
REGFASY	Per cent regeneration by beech	%

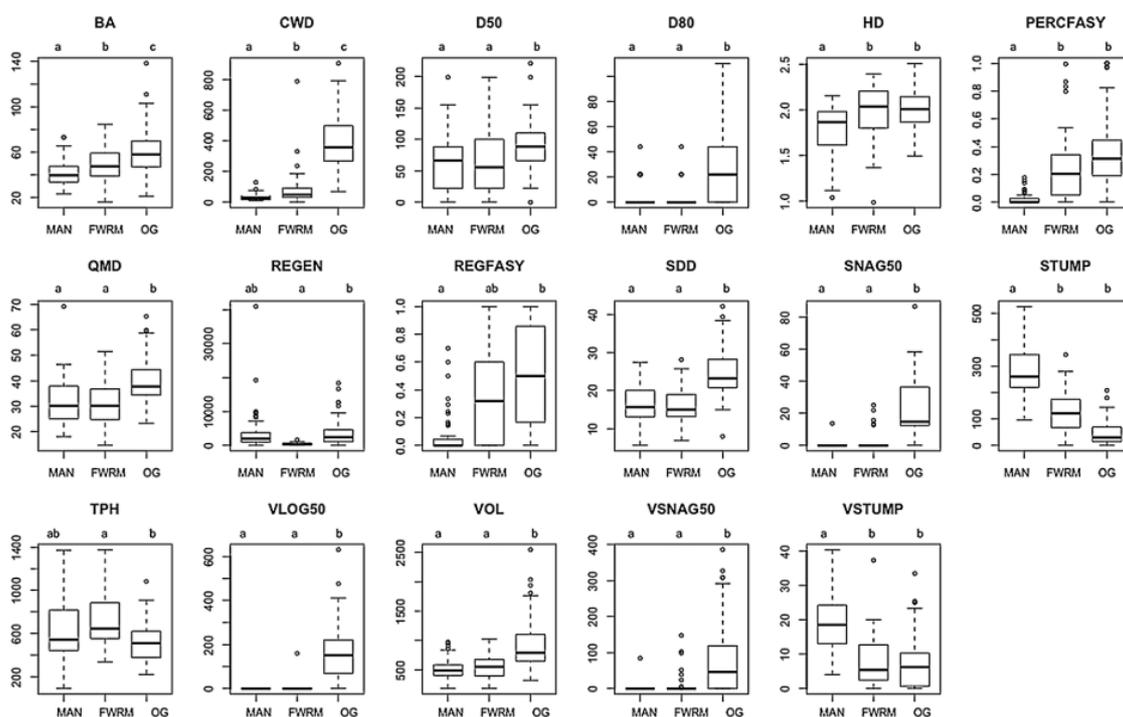


Fig. 2 Boxplots of 17 structural attributes in currently managed (MAN) forests, forests withdrawn from regular management (FWRM), and old growth (OG). Groups with identical letters are not significantly different from each other ($p < 0.05$)

Müller, J., & Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6), 981–992. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>

Keywords: Thresholds, Conditional inference tree, Maximally selected rank statistic, Logistic regression, Bootstrapping, Variable selection

Se hace una revisión de varios aspectos relativos a umbrales para madera muerta para roblades-hayedos centroeuropeos y bosques boreo-alpinos de pinares-abetales. La revisión permite determinar 36 valores umbrales críticos que varían entre 10 y 150 m³/ha i entre hábitats. Estos umbrales se analizan relacionándolos con la composición de la comunidad de saproxílicos. En el artículo también revisa los métodos estadísticos más relevantes aplicables para analizar umbrales en ecología.

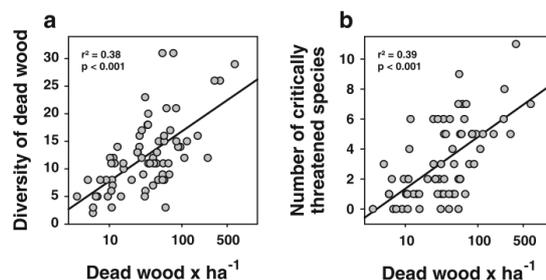


Fig. 1 **a** Scatter plots, linear regression, and Spearman correlation statistics of the relationship between $\log(\text{dead-wood volume } \text{m}^3 \text{ ha}^{-1})$ in 0.1 ha plots and the diversity of dead wood measured as number of different types of dead wood following Siitonen et al. (2000) in a beech–oak forest (see text). **b** Number of critically threatened saproxylic beetles (Red List of Bavaria 2004, combining the IUCN classifications regionally extinct, critically endangered, and endangered) in the same sampling plots (cf. (Müller et al. 2008))

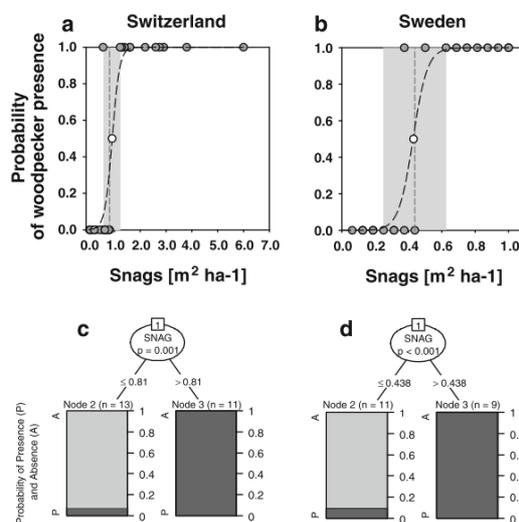


Fig. 3 Comparison of thresholds derived by conditional inference tree and logistic regression for the occurrence of the three-toed woodpecker in (a, c) Switzerland and (b, d) Sweden, related to the basal area of the snags threshold. The *dashed line* indicates the threshold value found by the conditional inference tree; *white dots* indicate the maximum value of the slope in the GLM curve. The *gray area* in the scatter plot indicates the 95% confidence interval for the thresholds based on 2000 replicates (Switzerland: 0.56–1.22; Sweden: 0.25–0.621). Note that the scale of the x-axes in the two plots differs and that the confidence bands overlap

Nagel, T. A., Firm, D., Pisek, R., Mihelic, T., Hladnik, D., de Groot, M., & Rozenbergar, D. (2017). Evaluating the influence of integrative forest management on old-growth habitat structures in a temperate forest region. *Biological Conservation*, 216(October), 101–107. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.008>

Keywords: Deadwood, Close to nature, Continuous cover forestry, Old-growth Plantation, Triad zoning

Utilizan información del inventario forestal nacional de Eslovenia + 51 reservas forestales para determinar si las prácticas a largo término de la silvicultura integrativa (la que tiene como objetivos simultáneos la producción de madera y la conservación) influye en 2 componentes estructurales del bosque como la madera muerta de grandes dimensiones (CWD) y los árboles de gran tamaño a la vez que la distribución del pico

dorsiblanco. La conclusión es que con la actual distribución y superficie de las reservas forestales y el tipo de silvicultura no es suficiente para mantener la biodiversidad relacionada con los bosques maduros.

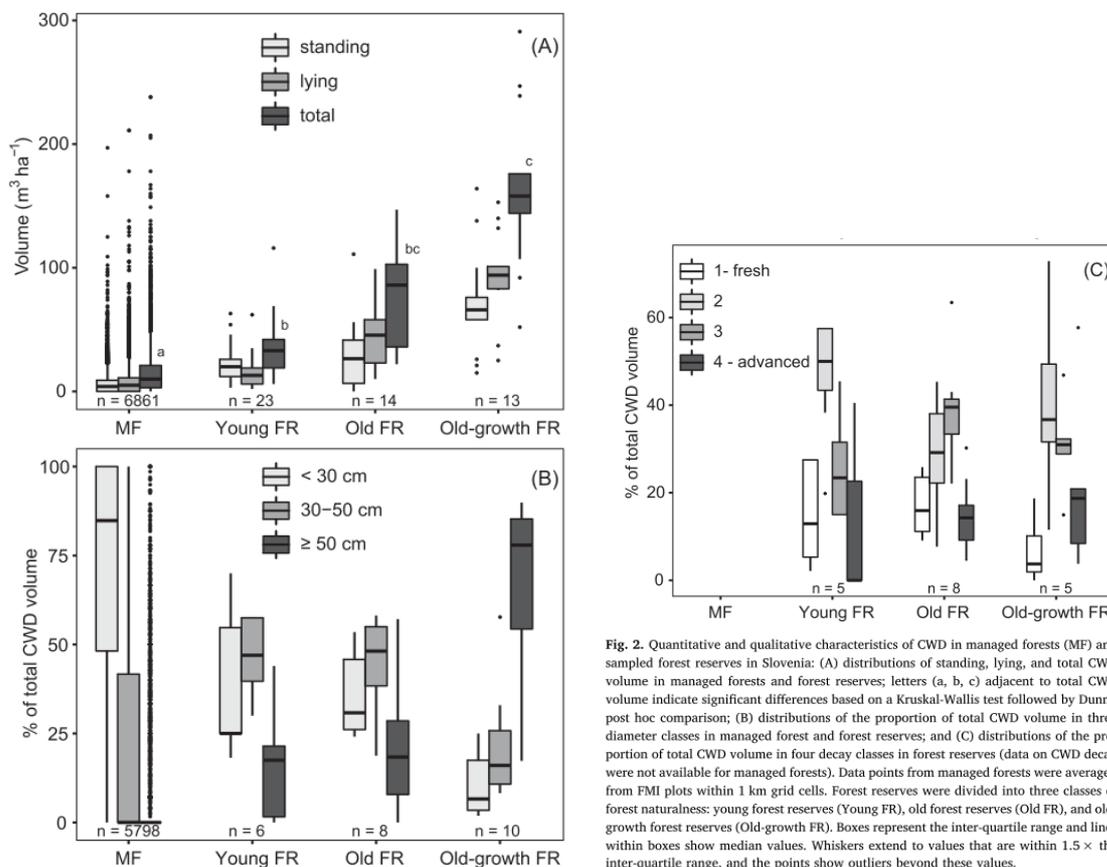


Fig. 2. Quantitative and qualitative characteristics of CWD in managed forests (MF) and sampled forest reserves in Slovenia: (A) distributions of standing, lying, and total CWD volume in managed forests and forest reserves; letters (a, b, c) adjacent to total CWD volume indicate significant differences based on a Kruskal-Wallis test followed by Dunn's post hoc comparison; (B) distributions of the proportion of total CWD volume in three diameter classes in managed forest and forest reserves; and (C) distributions of the proportion of total CWD volume in four decay classes in forest reserves (data on CWD decay were not available for managed forests). Data points from managed forests were averaged from FMI plots within 1 km grid cells. Forest reserves were divided into three classes of forest naturalness: young forest reserves (Young FR), old forest reserves (Old FR), and old-growth forest reserves (Old-growth FR). Boxes represent the inter-quartile range and lines within boxes show median values. Whiskers extend to values that are within 1.5 × the inter-quartile range, and the points show outliers beyond these values.

Newton, A. C., & Kapos, V. (2002). Biodiversity indicators in national forest inventories. *Unasylva*, 53(210), 56–64.

En este artículo se identifican 8 indicadores de biodiversidad a escala local pero aplicables a gran escala. Se identifican los métodos a utilizar basados en los inventarios forestales estándar. Finalmente, hacen una propuesta de agregación para resumir la información de manera categórica y relacionándola con la superficie forestal.

Orsi, F., Geneletti, D., & Borsdorf, A. (2013). Mapping wildness for protected area management: A methodological approach and application to the Dolomites UNESCO World Heritage Site (Italy). *Landscape and Urban Planning*, 120, 1–15. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.013>

Keywords: Wildness class, Unsupervised classification, Zoning, Recreation Opportunity Spectrum, GIS

Se presenta una aproximación cartográfica novedosa para hacer una clasificación no supervisada que clusteriza rodales que comparten características de wilderness parecidas y descritas por un conjunto de indicadores espaciales. Los resultados (hechos en las Dolomitas) muestran una buena concordancia con mapas obtenidos con Evaluación multicriterio.

Table 2

Attributes and indicators considered for mapping wildness over the study area with specification of data used to generate relevant maps.

Attributes	Indicators	Data
Remoteness	Travel time from mechanized access Travel time from huts	Digital Elevation Model (DEM) ^a ; road network ^b ; lifts ^c ; trail network ^c DEM ^a ; huts ^c ; trail network ^c
Perception	Opportunities for solitude Visibility of human settlements	Previous study by Orsi and Geneletti (2013) DEM ^a ; land cover ^d
Naturalness	Distance from roads Distance from human settlements Distance from artificial land cover	DEM ^a ; road network ^b DEM ^a ; land cover ^d DEM ^a ; land cover ^d

^a Source: ASTER Global Digital Elevation Model (resolution: 30 m) available at the Japan Space Systems' website (<http://www.jspacesystems.or.jp>).

^b Source: Province of Bolzano-Bozen (<http://gis2.provinz.bz.it/geobrowser>), Province of Trento (<http://www.territorio.provincia.tn.it>), Friuli Venezia Giulia Region (<http://irdat.regione.fvg.it>), Veneto Region (<http://idt.regione.veneto.it>).

^c Source: local administrations (see *b*) and digitalization of georeferenced hiking maps.

^d Source: Corine Land Cover (resolution: 100 m) (<http://www.eea.europa.eu>).

Paillet, Y., Archaux, F., Boulanger, V., Debaive, N., Fuhr, M., Gilg, O., ... Guilbert, E. (2017). Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management*, 389, 176–186.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.014>

Keywords: Standing Deadwood, Large trees, Time since abandonment, Strict forest reserves, Cavities

Valores objetivo de densidad de microhábitats en bosques gestionados está basada en conocimiento experto sin que haya normalmente evidencias cuantitativas que lo corroboren. Se compara la abundancia de distintos tipos de microhábitats entre bosques gestionados y bosques que fueron abandonados (reservas) en 17 bosques franceses de llanura y de montaña (222 parcelas). El resultado de este trabajo muestra que el abono de la gestión favorece la abundancia y diversidad de microhábitats. También subrayan que la dinámica de microhábitats sigue siendo la gran desconocida.

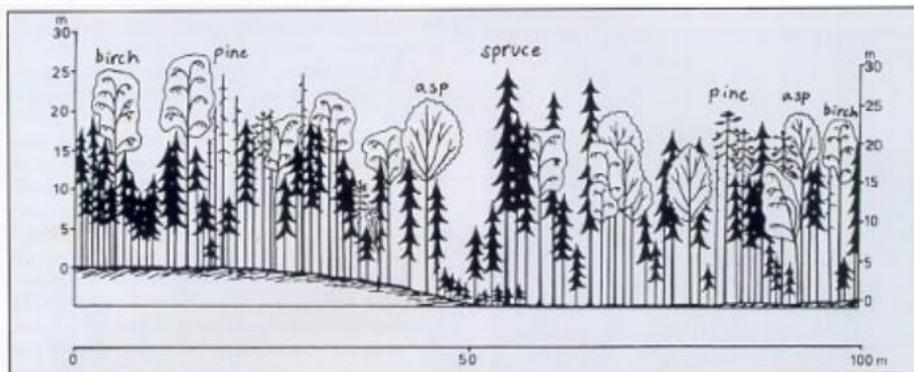
Parviainen, J., & Frank, G. (2006). MCPFE Information Document on Data Collection and Compiling the Statistics On Protected and Protective Forest and Other Wooded Land in Europe, 16.

Guía y principios para bosques y otros ecosistemas leñosos protegidos y protectores. Hace una tabla de correspondencias entre las categorías propuestas clasificación de bosques protegidos del MCPFE (Pan-European Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe) y las clasificaciones del EEA y IUCN. Finalmente. Da una visión general de las relaciones entre las 5 categorías propuestas y los objetivos de gestión y las restricciones a las intervenciones

Parviainen, J., Kassiomis, K., Bücking, W., Hochbichler, E., Päivinen, R., & Little, D. (2000). Forest Reserves research network in Europe. *Finnish Forest Research Institute*.

Informe final de la COST Action E4 (1995-1999): Forest Reserves Research Network in Europe. Los principales resultados de esta COST Action son: (1) la publicación de informes nacionales sobre bosques protegidos y la investigación en bosques naturales; (2) el análisis de áreas forestales estrictamente protegidas y categorías relacionadas de bosques protegidos en Europa; (3) una revisión de los métodos y características utilizados para describir la estructura de los bosques naturales y (4) una base de datos de las reservas forestales estrictas.

Boreal, virgin forest, Pyhähäkki, Finland 1979.



Temperate, virgin forest, Slatiora, Romania, 1980.

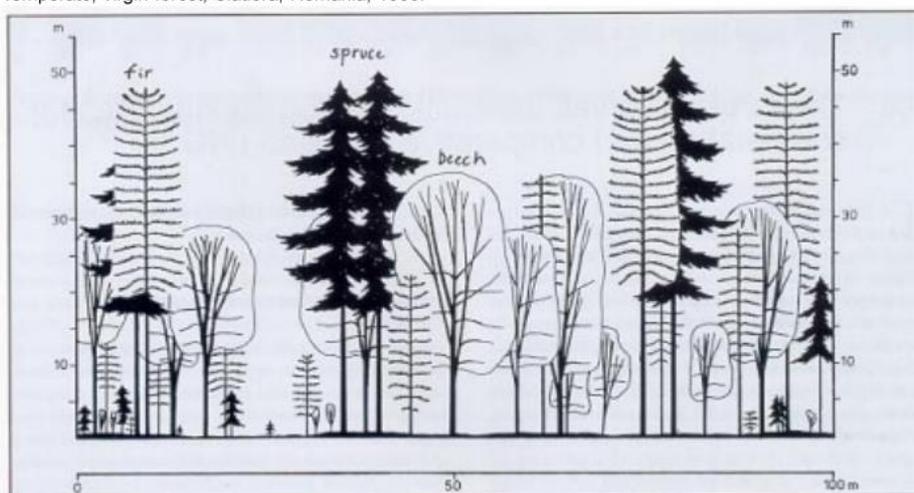
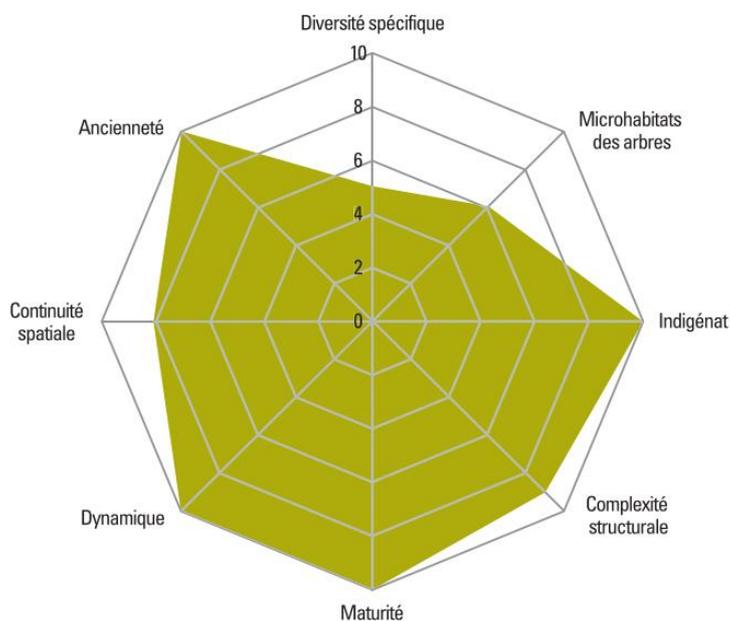


Figure 6. Profiles of old virgin natural forests in boreal and temperate zones according to the measurements of Schmidt-Vogt (see originals in Schmidt-Vogt, H. 1991. Die Fichte II/3. Parey Verlag. Hamburg-Berlin. 804 p.)

Rossi, M., & Vallauri, D. (2013). Évaluer la naturalité. Guide pratique version 1.2. Rapport WWF France, 154 p.

Guía práctica para caracterizar la naturalidad de los bosques mediante un método de evaluación práctico y multicriterio para bosques mediterráneos y de montañas limítrofes. Esta guía incluye: i) una síntesis sobre el conocimiento en relación a la evaluación de la naturalidad; ii) una presentación general del método; iii) una lista de los criterios e indicadores a muestrear con una justificación de su elección; iv) una justificación de los valores atribuidos a cada indicador y a los criterios sintéticos. Esta guía y sus indicadores han constituido la principal base para la propuesta que se presenta en este informe.



Rüdisser, J., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2012). Distance to nature - A new biodiversity relevant environmental indicator set at the landscape level. *Ecological Indicators*, 15(1), 208–216. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.027>

Keywords: Landscape indicator, Naturalness, Hemeroby, GIS, Land use, Austria

Se proponen indicadores como el grado de naturalidad, la distancia al hábitat natural y un índice compuesto de distancia a lo natural y que pueden ser utilizados como indicadores subrogados de la influencia del uso antropogénico de la tierra e, indirectamente, en la biodiversidad. Obtienen un mapa a alta resolución para toda Austria que es analizado para para testar y demostrar su aplicabilidad. Los indicadores propuestos no miden la biodiversidad o parte de ella directamente, sino el grado de cambios en el hábitat causado por el uso antropogénico de la tierra.

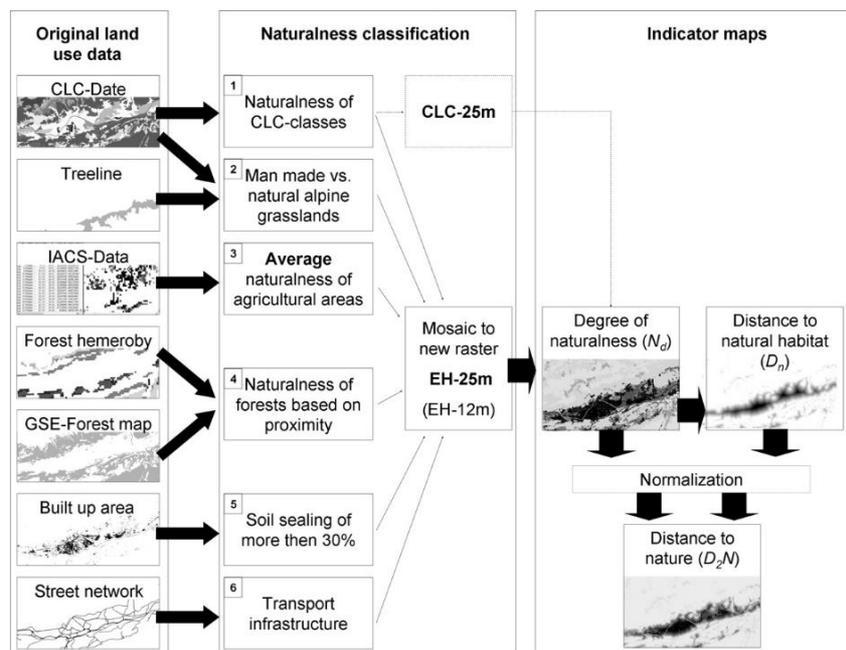


Fig. 2. Simplified data processing scheme: naturalness of land use types was estimated on the basis of the rules described in Table 1. The CLC-25m set is based solely on the CORINE land cover dataset while the EH-25m datasets was produced by merging the original land use data in the hierarchical order shown (1 = first to 6 = last). Each adjacent data layer supplements the former ones. CLC, CORINE land cover data; IACS, Integrated Administration and Control System; EH-25m, enhanced land cover/use dataset with 25 m pixel resolution; EH-12m, version of EH-25m with 12.5 m pixel resolution. For detailed data descriptions see Section 2.2.2.

Sabatini, F. M., Burrascano, S., Keeton, W. S., Levers, C., Lindner, M., Pötzschner, F., Kuemmerle, T. (2018). Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*, 24(10), 1426–1439. <https://doi.org/10.1111/ddi.12778>

Keywords: boosted regression trees, forest naturalness, land-use change, old-growth forest, primary forest, spatial determinants, sustainable forest management, virgin forest

Se analizan las variables biofísicas, socioeconómicas y las relacionadas con el bosque que determinan de la distribución geográfica actual de los bosques “primarios” Europeos para poder predecir la localización geográfica de bosques primarios todavía no cartografiados en la actualidad. . Se utilizan para el análisis cuestionarios online recibidos de 32 bases de datos de bosques “primarios” Europeos.

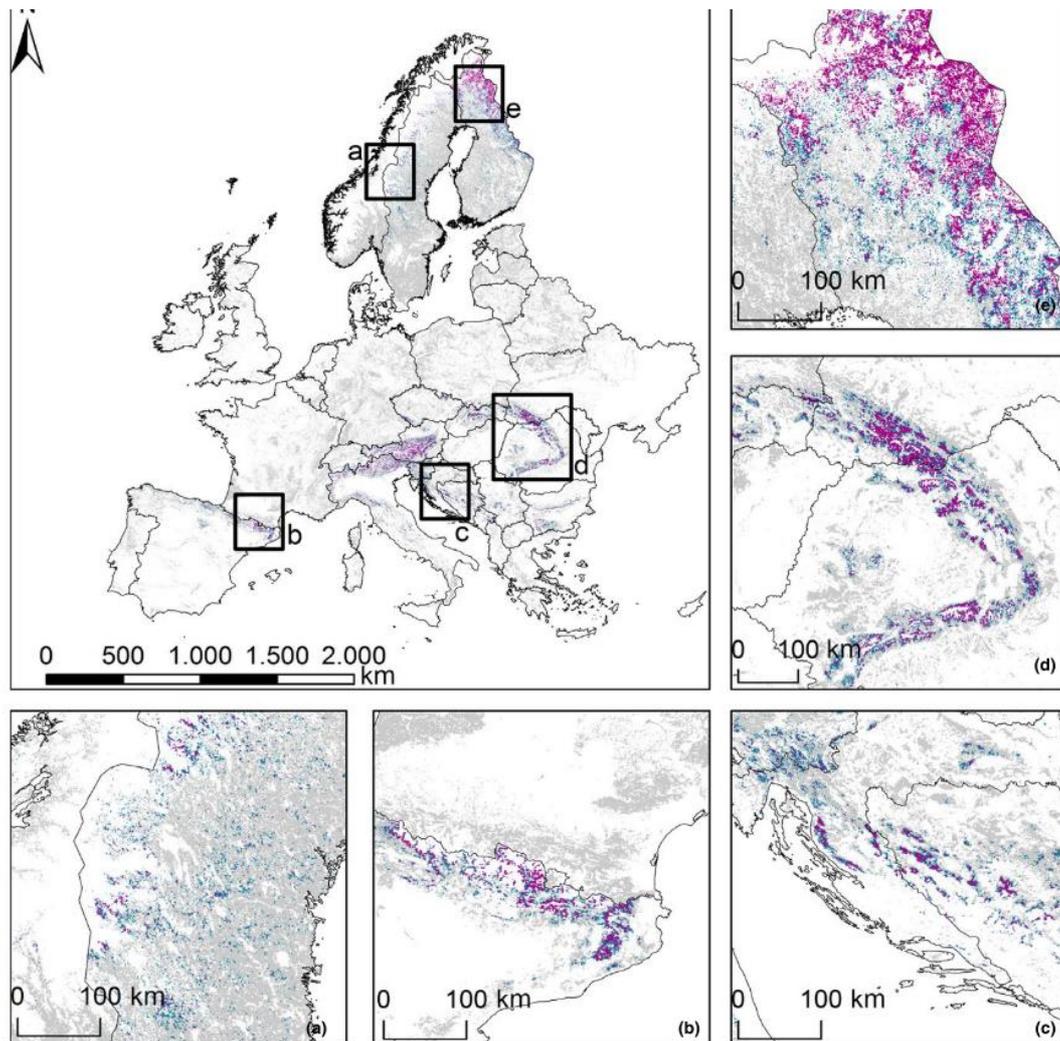


FIGURE 5 Areas with the highest likelihood of occurrence of primary forest in Europe at a 1×1 km resolution. The top-ranking 5% pixels were highlighted in purple and the 90–95th percentile in blue. Forests are reported in grey and follow Gallaun et al. (2010) [Colour figure can be viewed at wileyonlinelibrary.com]

Schultze, J. (2015). Nature conservation evaluation of Strictly Protected Forest Reserves.

Tesis doctoral se evalúa el estado de conservación de las Reservas Forestales Estrictas (SPRF) de Alemania. El objetivo principal fue desarrollar un marco metodológico que permitiera evaluar cualitativamente la capacidad de las SPFR para proteger la biodiversidad a nivel nacional y evaluar la contribución del sistema actual de SPFR Alemán a la protección de la biodiversidad. Una aportación importante de este trabajo es que hace una revisión i propuesta de criterios e indicadores que cubren las dimensiones temporales, espaciales y funcionales de la evaluación de la biodiversidad. En el trabajo se ha testado su eficacia y se concluye que permite evaluar bosques no gestionados de Europa Central.

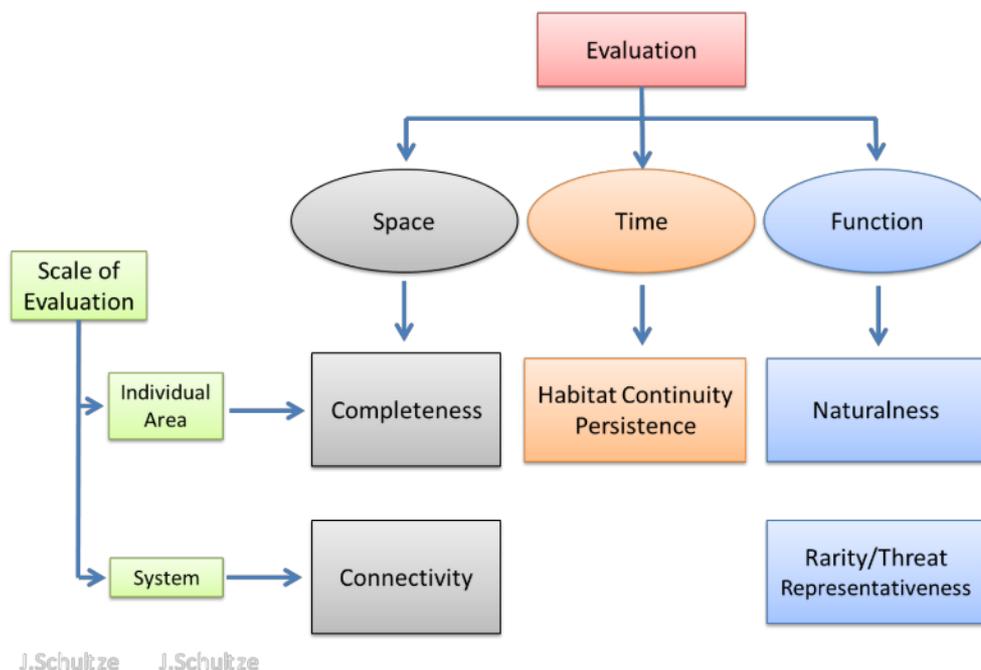


Figure 2: Evaluation framework to analyze the contribution of an individual SPFR and the system of SPFRs to forest biodiversity conservation.

Schulze, J., Gärtner, S., Bauhus, J., Meyer, P., & Reif, A. (2014). Criteria to evaluate the conservation value of strictly protected forest reserves in Central Europe. *Biodiversity and Conservation*, 23(14), 3519–3542. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0787-2>

Keywords: Forest biodiversity conservation, Natural forest development, Protected areas, Forest conservation, Evaluation framework, CBD.

Artículo publicado como resultado de un capítulo de la tesis doctoral (ver cita anterior). Se hace una revisión teórica de los criterios de evaluación específicos del valor de conservación de las Reservas Forestales Estrictas (SPFRs), así como las interrelaciones entre ellos. Dado que casi todos los criterios están interrelacionados y operan a diferentes escalas, se desarrolla un marco de evaluación coherente para integrarlos. En este marco, los criterios cubren los aspectos fundamentales: espacio (integridad y conectividad), tiempo (continuidad y persistencia del hábitat) y función (naturalidad, rareza / amenaza y representatividad). Estos criterios se complementan con indicadores y se usan para evaluar cada uno de los SPFRs y en su conjunto.

Vallauri, D., Gilg, O., Poncet, L., & Schwoehrer, C. (2001). *Références scientifiques sur la Conservation d'un réseau représentatif et fonctionnel de forêts naturelles*, 91.

Recopilación hasta 2001 de todas las referencias bibliográficas relacionadas con: i) generalidades sobre la protección de bosques naturales (definición y cuestionamiento de los bosques naturales); ii) estructura, dinámica y regeneración de bosques naturales a distintas escalas espaciales y temporales; iii) biodiversidad de fauna y flora asociada a bosques naturales (Ramas muertas, cavidades, madera muerta y corteza) en los distintos continentes; iv) conocimiento de los procesos funcionales de los bosques

maduros (perturbaciones, mortalidad, descomposición de la madera, herbivoría y depredación); v) aspectos humanos (impacto, políticas de protección, leyes, filosofía y ética relacionadas con los bosques maduros, bosque y cultura); vi) Bases científicas sobre una red viable de conservación (representatividad y red funcional de conservación, identificación y monitoreo)

Walz, U. (2015). Indicators to monitor the structural diversity of landscapes. *Ecological Modelling*, 295, 88–106.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.011>

Keywords: Landscape monitoring Landscape diversity Landscape structure Biodiversity Landscape metrics

Se propone un indicador de sistema para medir la diversidad natural a escala de paisaje (relieve, suelo, agua,...), diversidad cultural (clases de usos del suelo | diversidad de usos, ecotonos, conectividad) e impactos antropogénicos (fragmentación, hemeroby, protección). Con este indicador es posible estimar el cambio acumulativo de usos del suelo y su impacto en estatus ambiental de la biodiversidad.

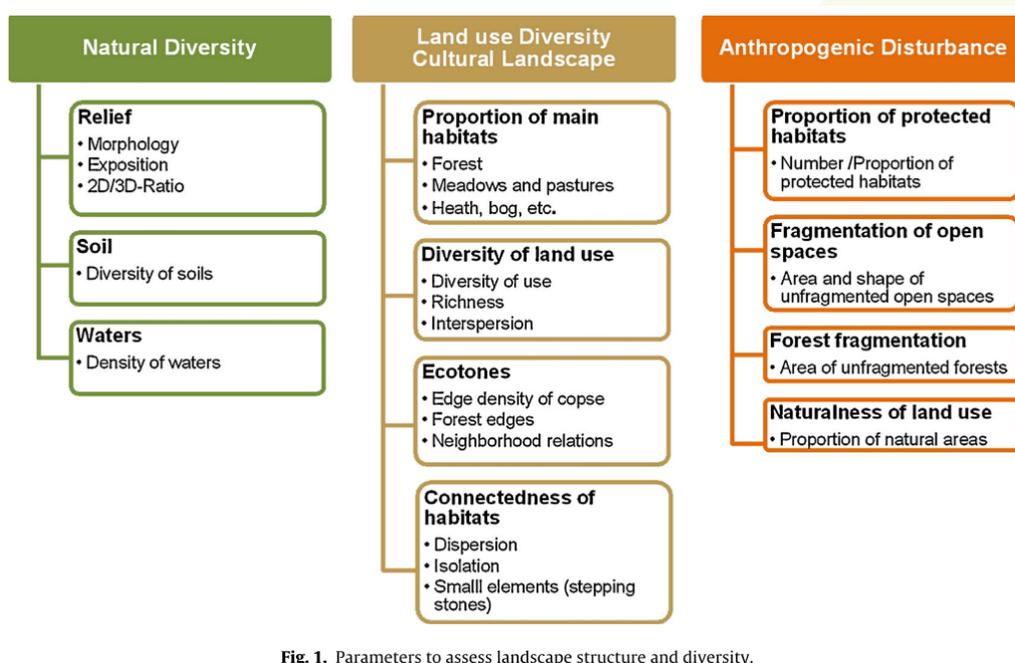


Fig. 1. Parameters to assess landscape structure and diversity.

Metrics employed for landscape diversity.

Name	Formula	Description and Source
Cohesion Index	$\text{COHESION} = \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n p_{ij}}{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n p_{ij} \sqrt{a_{ij}}} \right] \left[1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right]^{-1} (100)$	The stronger the connectedness of individual pixels in a land use class (clumping) the smaller the resulting value (0 = a single patch, 100 = minimal connectedness) (McGarigal et al., 2002)
Effective mesh size (modified)	$m_{\text{eff}}^{\text{mod}} = \frac{1}{A} \sum_{i=1}^n U_i * U_i^{\text{cmpl}}$	The "modified effective mesh size" also takes account of sections of a connected area which lie outside the reporting unit (Moser et al., 2007)
Interspersion and Juxtaposition Index	$\text{IJI} = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=i+1}^m \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) * \ln \left(\frac{a_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln(0.5[m(m-1)])} (100)$	IJI has a value of 100 when patch types are equally adjacent to each other. As patches of the same type clump together, IJI approaches 0 (McGarigal et al., 2002)
Proximity Index	$\text{Proxim} = \sum_{s=1}^n \frac{a_{is}}{d_{is}}$	The areas of all patches within a defined radius to the focal patch weighted to the shortest distance to the focal patch. (McGarigal et al., 2002)
Shannon Evenness Index	$\text{SEI} = \frac{-\sum_{i=1}^m (p_i \ln p_i)}{\ln m}$	SEI = 0 when there is a large disparity between the total area of each class; SEI = 1 with uniform distribution (McGarigal and Marks, 1995)
Shape Index	$\text{SHAPE} = \frac{p_{ij}}{2\sqrt{\pi a_{ij}}}$	Ratio of the actual perimeter of a patch to a circle of the same size (McGarigal and Marks, 1995)

compiled by U. Walz.

m = Number of classes; N = number of patches within a landscape or subset; n_i = number of patches of class i; p_i = percentage of area of class i; d_{ij} = distance in m to the next neighbour of the same class; A = total area of the landscape/reporting unit (m²); a_{ij} = area (m²) of patch ij; p_{ij} = perimeter (m) of patch ij; e_{ik} = total length of edges (in m) between class i and k; E = total length of edges (in m) in a landscape; U_i = size of unfragmented open space inside the boundaries of the reporting unit; U_i^{cmpl} = the area of the complete unfragmented open space that U_i is a part of, i.e., including the area on the other side of the boundaries of the reporting unit.

Walz, U., & Stein, C. (2014). Indicators of hemeroby for the monitoring of landscapes in Germany. *Journal for Nature Conservation*, 22(3), 279–289.
<https://doi.org/10.1016/j.inc.2014.01.007>

Keywords: Closeness to nature, Hemeroby index, Human impact on the environment, Land use change, Landscape indicator, Naturalness, Potential natural vegetation, Spatial planning

Se analizan los conceptos de próximo a la naturaleza y hemeroby y se describe un método para establecer dos indicadores de hemeroby. Sobre la base de cartografía de usos del suelo y de la vegetación natural potencial, se han estimado estos indicadores e integrado en un sistema de monitoreo del uso del suelo. Se presenta un índice de hemeroby por área de referencia, por ejemplo, unidad administrativa o celda, así como un indicador llamado "Proporción de ciertas áreas naturales". Los resultados en hemeroby de momentos temporales pueden usarse para estimar el impacto acumulativo de los cambios en el uso de la tierra en cuanto a estatus ambiental.

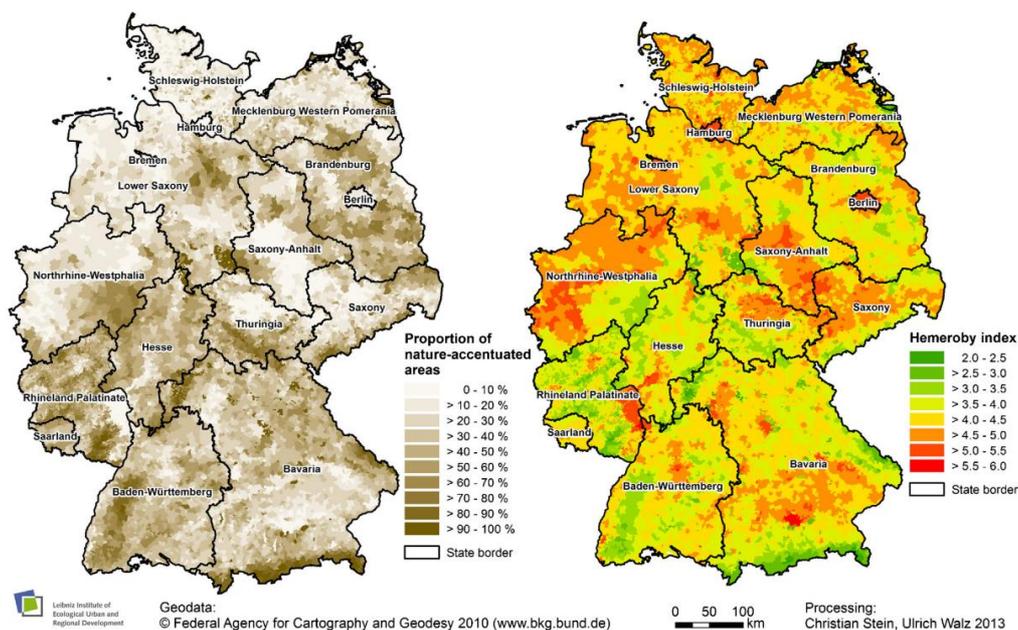


Fig. 3. Landscape heterogeneity based on calculations for administrative units (municipalities) (left: proportion of nature-accentuated areas, right: heterogeneity index) (processing: C. Stein and U. Walz).

Winter, S. (2012). Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry*, 85(2), 291–304. <https://doi.org/10.1093/forestry/cps004>

Este artículo hace una síntesis de las definiciones de naturalidad, hace una distinción entre los conceptos de naturalidad y heterogeneity y un análisis de las distintas aproximaciones a su estimación. Naturalidad y heterogeneity son dos conceptos que no están inversamente relacionados. La revisión bibliográfica sugiere cuatro razones de la falta de una aproximación ampliamente aceptada de estimación de la naturalidad: 1) Falta de un concepto de referencia común aceptado; 2) una lista incompleta de rasgos de naturalidad; 2) relaciones desconocidas entre rasgos de naturalidad y biodiversidad; y 4) la falta de una aproximación para estimarla que pueda ser adaptada a distintas escalas. En este artículo se presentan 7 niveles marco como guías para el desarrollo de una estimación de la naturalidad.

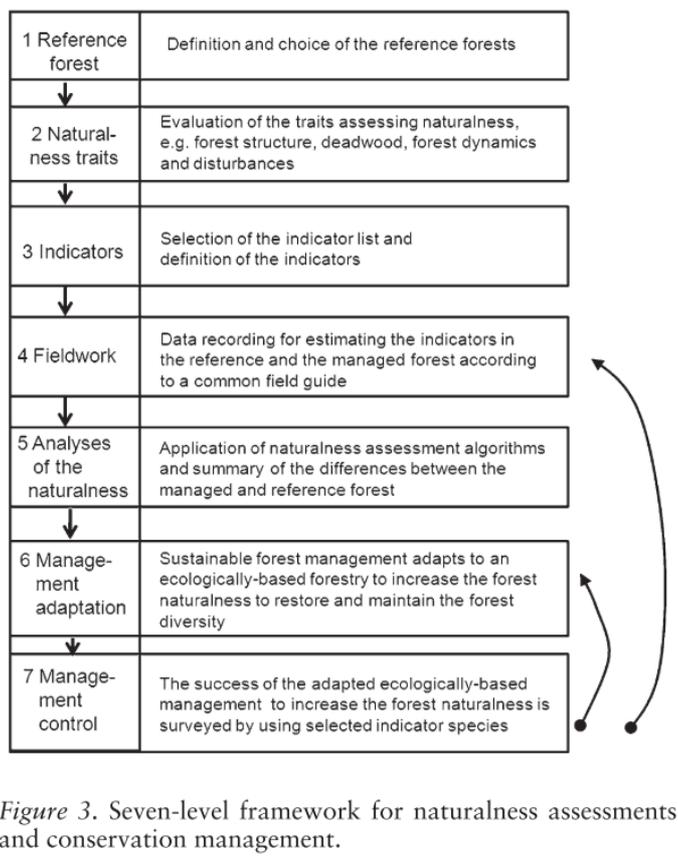


Figure 3. Seven-level framework for naturalness assessments and conservation management.

Winter, S., Fischer, H. S., & Fischer, A. (2010). Relative Quantitative Reference Approach for Naturalness Assessments of forests. *Forest Ecology and Management*, 259(8), 1624–1632. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.040>

Se presenta el “Enfoque de Referencia Cuantitativa Relativa” para la evaluación de la naturalidad (RANA), un método para no tener que tener bosques de referencia vírgenes para poder evaluarla. RANA combina variables importantes a nivel biológico y heterogéneas a distintas escalas. Se probó RANA en un Parque Nacional Alemán con un gradiente de naturalidad y se demostró que RANA es un método altamente sensible para evaluar las respuestas de los ecosistemas a la restauración y conservación de bosques.

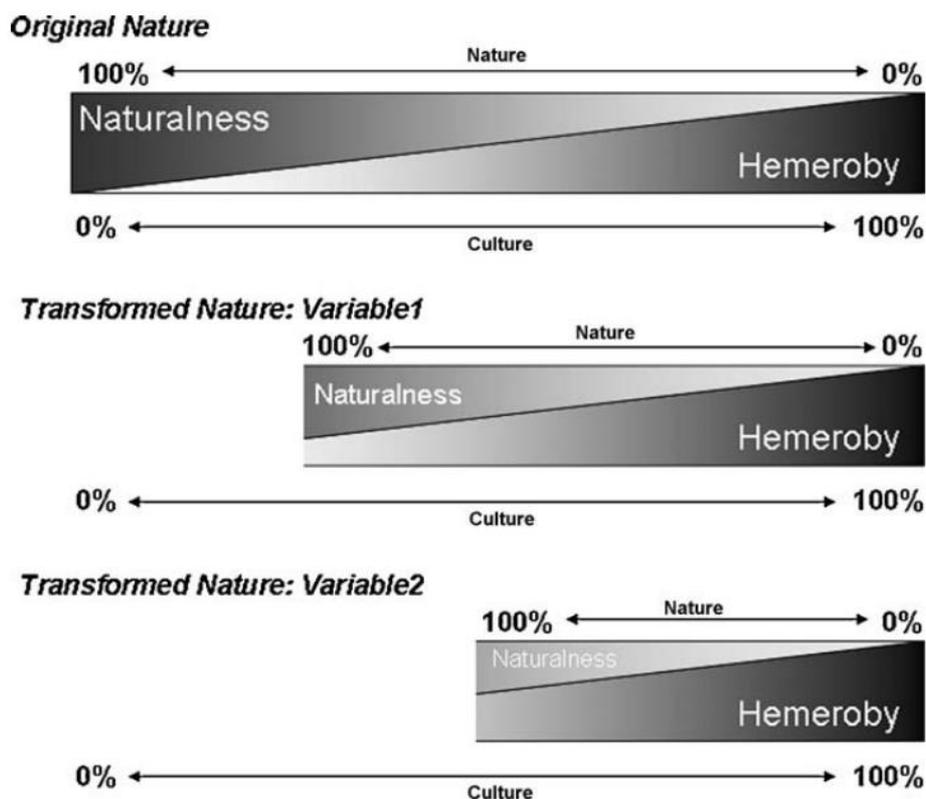


Fig. 1. Theory on the Relative Quantitative Reference Approach on Naturalness Assessments.

8. Bibliografía citada en el informe

- Alexander, K. N. A. (2008). Tree biology and saproxylic Coleoptera: Issues of definitions and conservation language. *Revue d'Écologie La Terre et la Vie*, 63: 1-5.
- Bauhus J, Puettmann K & Messier C. (2009). Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*, 258, 525–537.
- Bennett AF. (1998). Linkages in the landscape: The role of corridors and connectivity in wildlife conservation. UICN Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 254 pp.
- Bobiec A, (2005). *The Afterline of a Tree*. WWF-Poland.
- Bormann, F.H., Likens, G.E., (1979). *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer-Verlag, New York.

- 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.
- Camprodon, J. (2014). *Ecologia i conservació dels ocells forestals. Un manual de gestió de la biodiversitat en boscos catalans*. CTFC and Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural de la Generalitat de Catalunya. 223 pp.
- Camprodon, J., Campión, D., Martínez-Vidal, R., Onrubia, A., Robles, H., Romero, J. L., Senosiain, A. (2007). Estatus, selección del hábitat y conservación de los pícidos ibéricos. En: Camprodon, J. and Plana, E. (eds.): *Conservación de la biodiversidad, fauna vertebrada y gestión forestal*. 2nd edition. Edicions Universitat de Barcelona and Centre Tecnològic Forestal de Catalunya. Barcelona. Pp. 391-434.
- Camprodon, J., Guixé, D., Sazatornil, V. 2018. Manual de caracterización y conservación de los bosques singulares de pino laricio. Life+PINASSA. Edita Centre de la Propietat Forestal y Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.
- 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.
- Crites, S., Dale, M. R. T. (1998). Diversity and abundance of bryophytes, lichens, and fungi in relation to woody substrate and successional stage in aspen mixedwood boreal forests. *Can. J. Bot.*, 76: 641-651.
- Dupouey, J. L., Dambrine, E., Laffite, J. D., Moares, C., (2002a). Irreversible Impact of Past Land Use On Forest Soils and Biodiversity. *Ecology*, 83:2978-2984.
- Dupouey, J.-L., Sciama, D., Koerner, W., Dambrine, E., (2002b). La végétation des forêts anciennes. *Revue forestière française*, 54 (6), 521-532.
- European Environmental Agency. (2012). Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process. Luxembourg: ISBN 9789292133269.
- European Environment Agency. (2014). Developing a forest naturalness indicator for Europe; Concept and methodology for a high nature value (HNV) forest indicator. Luxembourg: ISBN 9789292134785.
- EUROPARC-España. 2017. El papel de los bosques maduros en la conservación de la biodiversidad. Ed. Fundación Fernando González Bernáldez, Madrid. 52 pp.
- Falinski, J. B. (1991). Le Parc National de Bialowieza et le système intégral des espaces protégés en Pologne. *Rev. For. Fr.*, 43: 190-206.

- Franklin, J. F., Spies, T. A., Van Pelt, R., Carey, A. B., Thornburg, D. A., Lindenmayer, D. B., Harmon, M. E., Keeton, W. S., Shaw, D. C., Bible, K., Chen, J., (2002) Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155: 399-423.
- Frelich, L. E., Reigh, 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>.
- Gosselin, F., Nageleisen, L.-M., Bouget, C., (2004). Reflexions pour mieux gerer le bois mort en faveur de la biodiversite. *Foret entreprise*, 438 : 26-29.
- Gracia, M., (2004). Proposta d'inventari dels boscos madurs de Catalunya. Bellaterra.
- Grove S. J. (2002). Saproxyllic Insect Ecology and the Sustainable Management of Forests. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 33 (1): 1-23.
- Guixé, D., Camprodon, J. (eds.) (2018). Manual de conservación y seguimiento de los quirópteros forestales. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 274 p.
- Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford University Press. 313 p.
- Hermý 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.
- Hermý, M., Verheyen, K., (2007). Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological Research* 22: 361-371.
- Jonsell, M., Weslien, J., Ehnström, B. (1998). Substrate requirements of redlisted saproxyllic invertebrates in Sweden. *Biodiversity Conservation*, 7: 749-64.
- Kraus D, Büttler R, Kruum F, Lachat T, Larrieu, L, Mergner U, Paillet Y, Rydqvist T, Schuck A & Winter S. (2016), *Catalogue of tree microhabitats - Reference field list*.
- Kriebitzsch, W. U.; Bültmann, H.; von Oheimb, G.; Schmidt, M.; Thiel, H.; Ewald, J. 2013. Forest-specific diversity of vascular plants, bryophytes, and lichens. En: Kraus, D.; Krumm, F. (eds.). *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*. European Forest Institute, Freiburg. Pp. 158-169.

- Lachat, T. and Bütler, R. (2007). Gestion des vieux arbres et du bois mort; îlots de sénescence, arbres-habitat et métapopulations saproxyliques. Report WSL and EPFL, Lausanne for OFEV.
- Langlois, D. (2000). Suivi à long terme d'une forêt non exploitée: état initial. Cleron, Doubs Nature Environnement.
- Larrieu, L., Gonin, P., (2008). L'indice de biodiversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue Forestière Française*, 6 : 727-748.
- Larrieu, L., Cabanettes, A., Delarue, A., (2011). Impact of silviculture on dead wood and on the distribution and frequency of tree microhabitats in mountain beech-fir forests of the Pyrenees. *European Journal of Forest Research*, 131(3): 773-786.
- MacArthur, R.H. and Wilson, E.O. (1967). The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, N.Y.
- Martikainen, P.; Siitonen, J.; Punttila, P.; Kaila, L.; Rauh J. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biol. Conserv.*, 94: 199-209.
- McComb, W., Lindenmayer, D. (1999). Dying, dead, and down trees. En: Hunter Jr, M. L. (ed.). *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge, Cambridge University Press. Pp. 335-372.
- McRoberts, R. E., Winter S., Chirici G., and LaPoint E. (2012). Assessing Forest Naturalness. *Forest Science* 58, 294-309.
- Micó, E.; Marcos-García, M. A.; Galante E. (eds.). 2013. Los insectos saproxílicos del Parque Nacional de Cabañeros. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid. 145 pp.
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC, 137 pages.
- Müller, J., & Bütler, R. (2010). A review of habitat thresholds for dead wood: A baseline for management recommendations in European forests. *European Journal of Forest Research*, 129(6), 981–992. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0400-5>
- Oliver, C.D. and Larson, B.C. (1996). *Forest stand dynamics*. John Wiley and Sons, New York.
- Peterken, G. F. (1996). *Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge, Cambridge University Press. 523 pp.

- Ranius, T., Hedin J., (2001). The dispersal rate of a beetle, *Osmoderma eremita*, living in tree hollows. *Oecologia*,126(3):363-370.
- Remm J., Lohmus A., (2011). Tree cavities in forests. The broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management*. 262(4):579-585.
- Sáez, Ll., Aymerich, P., Blanché, C. (2010). *Llibre vermell de les plantes vasculares endèmiques i amenaçades de Catalunya*. Argania Editio. 811 pp.
- Sippola, A. L., Renvall, P. (1999). Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: a 40-year perspective. *Forest Ecol. Manage.*, 115: 183-201.
- Spies, T. A., 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.
- Stenlid, J.; Gustafsson, M. 2001. Are rare wood decay fungi threatened by inability to spread? *Ecological Bulletins*, 49: 85-91.
- Stokland, J.N., Siitonen, J., Jonsson, B.G., (2012). *Biodiversity in deadwood*. Cambridge University Press, 509 pages.
- Winter, S. (2012). Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. *Forestry* [en línia]. Vol. 85, núm. 2, p. 293-304. ISSN 0015-752X. DOI 10.1093/forestry/cps004.
- Wild Europe, (2012). A Working Definition of European Wilderness and Wild Areas. [en línia].<http://www.europarl.europa.eu/sides/getDoc.do?pubRef=-//EP//TEXT+TA+P6-TA-2009-0034+0+DOC+XML+V0//EN>.
- Wirth, C., Gleixner, G., and Heimann, M. (2009). *Old-growth forests – Function, Fate and Value*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Wulf, M. (1997). Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. *J. Veg. Sci.*, 8: 635-642.



www.lifebiorgest.e



@LifeBiorgest