METODOLOGÍA DE CÁLCULO DEL IMPACTO DE LA GESTIÓN FORESTAL EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: CARBONO, AGUA Y BIODIVERSIDAD

METODOLOGÍA DE CÁLCULO DEL IMPACTO DE LA GESTIÓN FORESTAL EN LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS: CARBONO, AGUA Y BIODIVERSIDAD

Edita
Centro de la Propiedad Forestal. Departamento de Acción Climática, Alimentación y Agenda Rural

Autores
Capítulol 1. Teresa Cervera[1], Xavi Rabascall[1], Teresa Baiges[1], David Porras[1], Noemí Palero[1], Aitor Ameztegui[2], Cristina Vega[2], Marcos Rodrigues[2], Fermin Alcasena[2], Jordi Vayreda[3], Pere Casals[4], Mario Beltran[4], Helena Ballart[5], Iñaki Gili[6], Iñigo Lizarralde[7].

Capítulo 2. Miquel de Cáceres[3], Teresa Cervera[1], Teresa Baiges[1], Gabriel Borràs[6], Francesc Gallart[8], Pilar Llorens[8], Jerôme Latron[8], Antoni Munné[9], Andreu Manzano[9].

Capítulo 3. Teresa Baiges[1], Noemí Palero[1], Teresa Cervera[1], Laurent Larrieu[10], Pierre Gonin[11].

[1] Centro de la Propiedad Forestal (CPF)
[2] Universidad de Lleida (UdL)
[3] Centro de Investigación Ecológica y Aplicaciones Forestales (CREAF)
[4] Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Cataluña (CTFC)
[5] Fundación de Ecología del Fuego y Gestión de Incendios Pau Costa Alcubierre (FPC)
[6] Oficina Catalana del Cambio Climático (OCCC)
[7] Fora Forest Technologies
[8] Instituto de Diagnóstico Ambiental y Estudios del Agua (Agencia Estatal del Consejo Superior de Investigaciones Científicas) (IDAEA-CSIC)
[9] Agencia Catalana del Agua (ACA)
[10] Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement (INRAE)
[11] Centre National de la Propriété Forestière (CNPF)

Agradecimientos
Este documento ha sido posible gracias a la colaboración de los diferentes grupos de expertos del proyecto LIFE CLIMARK y el trabajo de intercambio de experiencias con otros proyectos como LIFE FOREST CO_2, LIFE BIORGEST y Hz2020 SINCERE.

Cita bibliográfica
Cervera, T.; Baiges, T.; Rabascall, X.; *et al.* 2022. Metodología de cálculo del impacto de la gestión forestal en los servicios ecosistémicos: carbono, agua y biodiversidad. Centro de la Propiedad Forestal, Santa Perpètua de Mogoda. 61 pp.

Fotografías
Thomas Baertl

Diseño gráfico y maquetación
Elizabeth Fernández. Centro de la Propiedad Forestal

Primera edición: Mayo de 2022
Producción: Entidad Autónoma del Diario Oficial y de Publicaciones.

Depósito legal: B 10335-2022

LIFE CLIMARK (LIFE16 CCM/ES/000065) es un proyecto **LIFE** de Mitigación del Cambio Climático, cofinanciado por el **Programa LIFE de la Unión Europea**. Este libro refleja únicamente la visión de los autores y la Comisión Europea no es responsable del uso que se pueda hacer de la información que contiene.

Índice

Presentación 7

Capítulo 1. Impacto de la gestión forestal en el balance de carbono 8

1.1. Introducción 10

1.2. La metodología del IPPC 11

1.3. Cápsulas y escenarios de referencia en el balance de carbono 13

Cápsula 1. Secuestro de carbono 14

Cápsula 2. Emisiones de dióxido de carbono de los trabajos y los productos obtenidos 21

Cápsula 3. Emisiones de dióxido de carbono evitadas 24

Anexos 29

Referencias 34

Capítulo 2. Impacto de la gestión forestal en los recursos hídricos 38

2.1. Introducción 40

2.2. La modelización hídrica 41

2.3. Metodología para estimar el impacto de la gestión en el agua exportada 43

2.4. Cálculo del indicador de provisión de agua 45

Anexos 47

Referencias 49

Capítulo 3. Impacto de la gestión forestal en la biodiversidad 50

3.1. Introducción 52

3.2. El índice de biodiversidad potencial: una medida rápida y solvente de la capacidad de acoger biodiversidad de un rodal 54

3.3. Estimación del impacto de una actuación forestal integradora sobre la biodiversidad 56

Referencias 60

Presentación

La gran expansión forestal de la segunda mitad del siglo pasado ha contribuido al secuestro de dióxido de carbono atmosférico, que ha quedado fijado en forma de carbono en los árboles y los suelos forestales. Hoy, sin embargo, el papel de los bosques en la mitigación del cambio climático está en riesgo: el ritmo de secuestro de CO_2 ha disminuido un 17% en los últimos 25 años y el incremento de la frecuencia y la intensidad de las perturbaciones amenazan los *stocks* acumulados. En 25 años, la biomasa forestal de Cataluña ha aumentado un 73% y los bosques son un 24% más densos ahora que en 1990. Como consecuencia del cambio global, la salud de los bosques ha disminuido, ha aumentado el riesgo de incendios y ha afectado a la provisión de servicios básicos como el agua, con una reducción del 30% del caudal de los ríos en 25 años (Banqué *et al.,* 2020). La biodiversidad también se ha visto afectada por la expansión del bosque, especialmente la biodiversidad ligada a matorrales y espacios abiertos. En los últimos 20 años, las poblaciones de aves y mariposas diurnas ligadas a estos ambientes se han visto reducidas en un 14% y un 57% respectivamente (informe *Estado de la Naturaleza en Cataluña*, 2020).

En este escenario, la gestión forestal multifuncional es clave a la hora de contribuir a la mitigación del cambio climático y sobre todo para adaptar nuestros paisajes a las nuevas situaciones climáticas. Más allá de la obtención de productos de madera y corcho, en muchos casos gestionar un bosque es necesario para prevenir incendios catastróficos o para aumentar la resistencia de las masas forestales a períodos de sequía más largos y a perturbaciones más frecuentes, o para que se puedan recuperar antes. Una gestión que integra diferentes objetivos debe potenciar el buen funcionamiento de los bosques para que aporten aquellos beneficios —los llamados servicios ecosistémicos forestales— de mayor valor para cada territorio, entre los que hay aspectos tan primordiales como el abastecimiento de bienes, como la madera o el corcho, el secuestro de carbono, la biodiversidad forestal o el abastecimiento de agua de calidad y el control de la erosión del suelo.

En este documento se establece una metodología para calcular el impacto de la gestión forestal multifuncional en tres factores clave de la mitigación y la adaptación al cambio climático en el Mediterráneo: **el carbono, el agua y la biodiversidad**. En esta primera versión, el impacto de la gestión en el balance de carbono se ha obtenido para las principales coníferas de Cataluña, el pino carrasco, el pino silvestre y el pino negral, y para la encina. El impacto de la gestión sobre los recursos hídricos (agua azul) incorpora los cálculos para el conjunto de formaciones al igual que la integración de la biodiversidad, que se contabiliza para todo tipo de gestión y formación forestal.

1

Impacto de la gestión forestal en el balance de carbono

Capítulo 1

Impacto de la gestión forestal en el balance de carbono

1.1 Introducción

Los bosques tienen un papel primordial en la mitigación del cambio climático: en Cataluña secuestran alrededor del 10% del total de las emisiones de CO_2. Los bosques actúan como fijadores de carbono cuando crecen, es decir, cuando capturan más CO_2 por fotosíntesis del que emiten por respiración, influidos por el clima, el suelo, las especies y la intervención humana. A medida que los bosques se van desarrollando, la cantidad total almacenada, tanto en la vegetación como en el suelo, es cada vez superior, y no se llega al equilibrio entre secuestro y emisión hasta que ha pasado mucho tiempo (Stephenson *et al.,* 2014). El momento en que se llega a este equilibrio depende de muchos factores, por eso el papel de los bosques viejos en el secuestro de carbono sigue siendo motivo de discusión (véase, p. e., Gundersen *et al.,* 2021, donde se confrontan los resultados de Luyssaert *et al.,* 2008).

Lo que sí está ampliamente aceptado es que los bosques en los que la vitalidad está comprometida (bosques con alta competencia, en situaciones de estrés hídrico, etc.) pueden llegar a convertirse en emisores (Wang *et al.,* 2020). En la última década, los bosques europeos han empezado a mostrar síntomas de estancamiento en su capacidad de fijar carbono (p. e., Naaburs *et al.,* 2013). Cataluña no es una excepción: el ritmo de secuestro de CO_2 de los bosques catalanes ha disminuido un 17% en los últimos 25 años (Banqué *et al.,* 2020) y el incremento de la frecuencia y la intensidad de las perturbaciones amenazan a los *stocks* acumulados durante años. En el Mediterráneo, donde el agua es limitante, se prevé que el cambio climático tenga un efecto contrario al efecto fertilizante del aumento de CO_2 y temperatura esperado en latitudes más nórdicas: el crecimiento y, por tanto, la capacidad de secuestrar carbono se verán comprometidos por una menor disponibilidad hídrica. Ya se han detectado indicios en algunos bosques del norte de la península y zonas de montaña, con especies en el límite meridional de su distribución, y en bosques no gestionados (Vayreda *et al.,* 2012).

La única herramienta de la que disponemos para aumentar la capacidad de mitigación del cambio climático de los bosques es la gestión forestal sostenible, tal como se reconoce en los acuerdos de París y Glasgow. Algunos autores han estimado que la gestión forestal podría no solo mantener la tasa de fijación de carbono sino duplicarla (Naaburs *et al.,* 2017). En Cataluña se ha documentado un impacto de hasta el 45% de aumento en la fijación de carbono (de 1,24 a 2,25 t/año) atribuible a la gestión (Vayreda *et al.,* 2012).

La gestión forestal puede contribuir tanto a mantener el ritmo de secuestro de carbono de los bosques (aumentando su vitalidad al regular la competencia por los recursos y, localmente, con plantaciones) como a conservar los *stocks*

de carbono actuales (por ejemplo, con actuaciones de prevención de incendios, favoreciendo la producción de productos madereros de larga vida o tratando de no dañar los suelos forestales). Más allá del bosque, la producción de materias primas renovables y de proximidad como la madera o el corcho facilitan la sustitución de materiales y energías fósiles y contribuyen a los objetivos de descarbonización de la economía. Por último, la gestión puede contribuir a reducir la afectación de los incendios forestales y del estrés hídrico, perturbaciones graves y muy frecuentes en el Mediterráneo que pueden conducir tanto a una pérdida de biodiversidad como al aumento descontrolado de emisiones.

1.2 La metodología del IPCC

Basándose en las directrices del IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2006) para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (capítulo 4, sobre terrenos forestales, del volumen 4 dedicado a agricultura, silvicultura y otros usos del suelo), el Centro de la Propiedad Forestal (CPF) y el Instituto de Investigación y Tecnología Agroalimentarias (IRTA) establecieron una metodología para la cuantificación de los efectos de la gestión forestal en la capacidad de sumidero de carbono de los bosques catalanes (Porras *et al.,* 2015; Porras *et al.,* 2017). Se utilizó el «método de pérdidas y ganancias» empleando los depósitos de carbono y las fórmulas que se facilitan en las directrices citadas, con la finalidad de disponer de un seguimiento de los flujos de carbono entre los depósitos y también para poder obtener valores de fijación de carbono en madera comercial, madera en pie, materia orgánica muerta y raíces, en distintos momentos del turno (en los estadios de regeneración, cuando las masas

ya son más adultas y en la etapa de puesta en regeneración) y al final de este (figura 1).

El impacto de la gestión forestal se establecía partiendo de una comparación entre una silvicultura basada en modelos silvícolas de referencia (incluidos en las «Orientaciones de gestión forestal sostenible de Cataluña» (ORGEST) (Piqué *et al.,* 2011; 2017) y la evolución del bosque sin gestión, a lo largo de 150 años. Con esta metodología se pudo observar que una masa gestionada fijaba una cantidad de carbono superior a la fijada por el bosque no gestionado. Solo en las zonas de calidad de estación baja (calidad de estación C) y para algunos modelos con el objetivo preferente de prevención de incendios el valor podía ser inferior. A su vez, esta metodología permitía comparar esta fijación entre los diferentes modelos existentes (figura 2).

Esta metodología tiene en cuenta el secuestro de carbono resultante del crecimiento de la masa una vez aplicado un tratamiento silvícola, y durante un período de rotación de cortas diferente según la especie y el modelo elegidos. Los árboles en pie después de una actuación silvícola fijan carbono a partir de su crecimiento, en mayor o menor proporción según el tipo de formación y el itinerario a seguir en cada momento. El balance finalizaba cuando la madera estaba a pie de cargador, destinada a un uso industrial diferente según el tipo de especie y el tamaño.

Para el cálculo del sumidero de CO_2 se tuvo en cuenta que cada tonelada de madera retira de la atmósfera 1,84 toneladas de CO_2 aproximadamente y no se libera de nuevo hasta que se termina el ciclo de vida del material (Correal *et al.,* 2017), no contabilizado en este estudio teniendo en cuenta que el análisis se centraba en el bosque. Otro tema importante en la metodología de Porras *et al.* (2007), es que los restos de las copas fruto de la gestión y la madera muerta en el suelo de la no gestión se incorporaban en el depósito de materia orgánica, pero no se contabilizaba la parte de emisión que podría darse, y el depósito del suelo no se tenía en cuenta en la comparación.

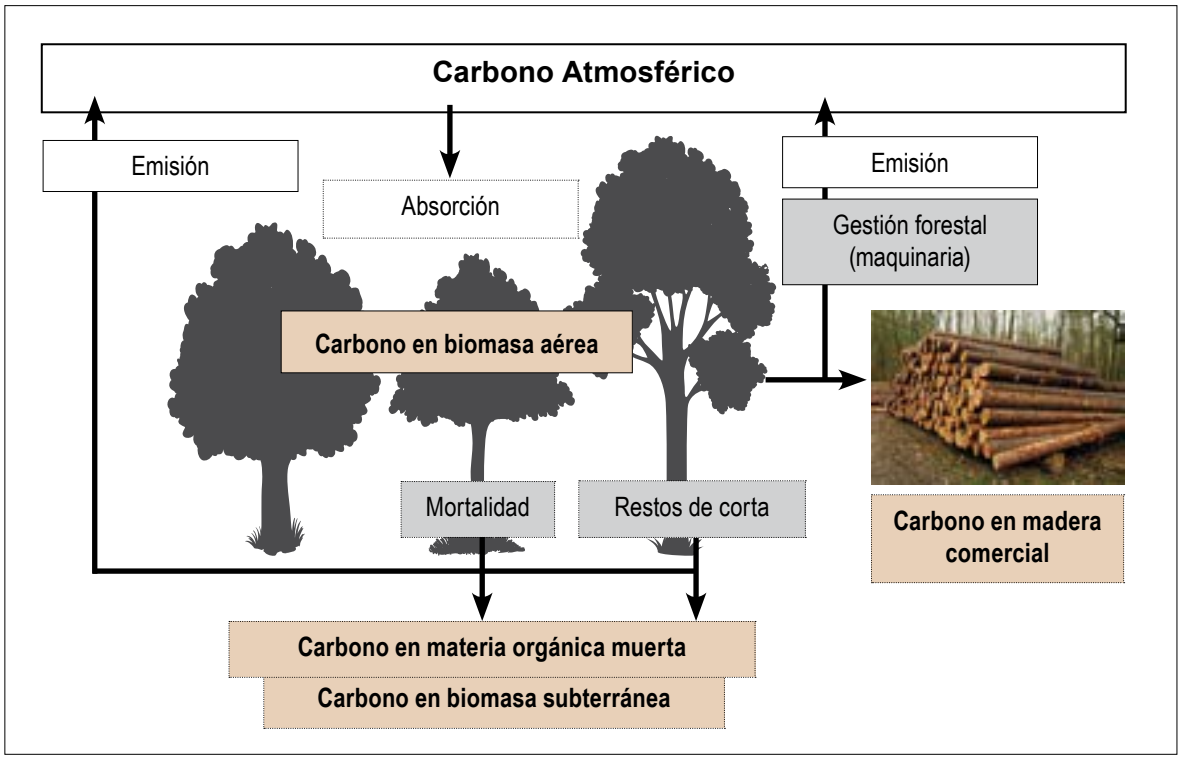

Figura 1. Depósitos y transferencias del carbono en un sistema forestal gestionado.

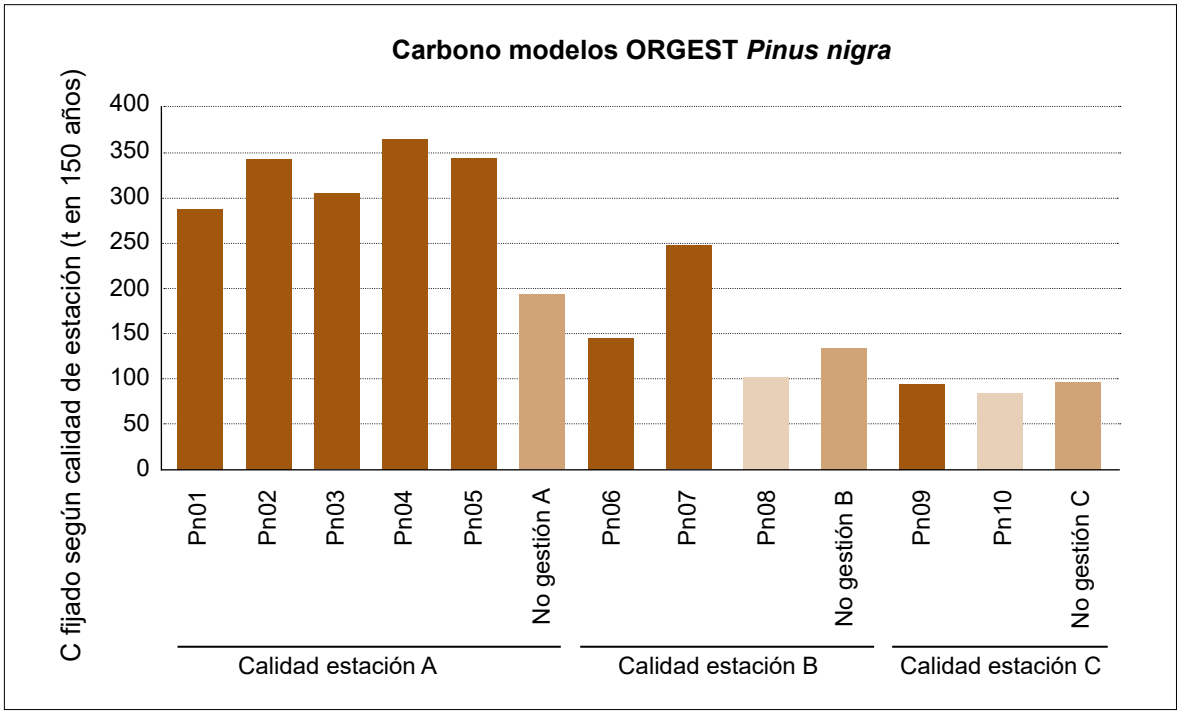

Figura 2. Toneladas de carbono fijado por los bosques de pino negral (toneladas en 150 años) en función de los modelos ORGEST en relación con la no gestión y para las tres calidades de estación (alta [A], media [B] y baja [C]).

1.3 Cápsulas y escenarios de referencia en el balance de carbono

A partir de este primer estudio, la propuesta metodológica da un paso más. En primer lugar, el impacto de la gestión forestal en el **secuestro de carbono** de la masa que queda en pie en un período concreto según modelo e itinerario se centra en el período entre dos actuaciones silvícolas para una actuación y no para el conjunto del turno. En este secuestro se incorporan las **emisiones de carbono** debidas al uso de la maquinaria durante las actuaciones forestales y en el transporte hasta la industria del producto obtenido (en la metodología de Porras *et al.,* 2017, el proceso se terminaba en el bosque). También se cuenta como emisión el retorno a la atmósfera del carbono almacenado en los productos de vida útil más corta. Por último, se calculan las **emisiones de carbono evitadas** valorando, por un lado, lo que se podría dejar de emitir a partir de la gestión propuesta en caso de que se produzca un gran incendio forestal, según la probabilidad de ocurrencia anual de este y el *stock* disponible; y por otro, valorando el efecto positivo de la sustitución de materiales no renovables por madera o biomasa.

Impacto de la gestión sobre el balance de CO_2 = $tCO_{2\ secuestradas}$ - $tCO_{2\ emitidas}$ + $tCO_{2\ evitadas}$

En este cálculo es necesario tener en cuenta el escenario sobre el que se compara el impacto. El escenario de referencia es diferente según se trate de aplicar tratamientos silvícolas a partir de una regeneración natural, en plantaciones, o bien si lo que se hace es un cambio de un modelo de gestión a otro:

a. **Escenario de no gestión:** a partir de la situación inicial de la masa considerada en los modelos de referencia ORGEST se obtienen simulaciones sobre el crecimiento y la mortalidad de la masa sin ningún tipo de gestión.

b. **Escenario de gestión habitual:** en este caso se comparan los crecimientos y la fijación de carbono a partir de la comparación de dos modelos de referencia ORGEST. Se da este caso cuando se pasa de un modelo de turno corto a uno de turno largo.

c. **Escenario de no plantación:** el cambio de cubierta o uso del suelo tiene lugar cuando un campo de cultivo, erial, matorral o pasto pasan al bosque a partir de una plantación. No se tendrá en cuenta la fijación de carbono del uso del suelo preexistente.

En esta metodología, los escenarios escogidos de referencia han sido la **no gestión** y la **no plantación**, según actuación silvícola propuesta.

En cuanto a la **temporalidad**, se ha optado por la aproximación más realista posible de lo que ocurre durante el período que sigue a la actuación. Por eso, para delimitar este período no se ha elegido un intervalo fijo, sino que se han considerado los años que deben pasar hasta la próxima actuación de acuerdo con lo establecido en los diferentes modelos silvícolas aplicados, y que puede variar entre 15 y 30 años. Se considera que este momento coincide con el momento en que los beneficios de la actuación, en términos de estímulo del crecimiento, terminan.

CÁPSULA 1. SECUESTRO DE CARBONO

Variación en el secuestro de carbono debida a la gestión forestal

En cuanto a la gestión, el cálculo del **balance de carbono secuestrado en el período considerado** (tCO_2 secuestradas), se obtiene del carbono fijado (se utiliza la conversión de tC a tCO_2 de 3,67, según la relación entre sus pesos moleculares (44/12 g/mol)) por el arbolado que permanece en pie tras la aplicación de una actuación silvícola, en el marco de una gestión forestal multifuncional ORGEST, respecto al escenario de referencia de no gestión. Teniendo en cuenta que el modelo de referencia de no gestión solo está disponible para las tres coníferas de mayor presencia en Cataluña, **pino silvestre, pino carrasco y pino negral (*Pinus sylvestris*, *Pinus halepensis* y *Pinus nigra*) y para la encina (*Quercus ilex*)**, el análisis del balance de carbono en otras formaciones forestales permanece condicionado a la obtención de estos modelos.

$$tCO_{2\ \text{secuestradas}} = tCO_{2\ \text{secuestradas gestión}} - tCO_{2\ \text{secuestradas no gestión}}$$

Podemos encontrar el balance del carbono por formación forestal, calidad de estación, modelo e itinerario comparando la gestión con la no gestión en el anexo.

Para obtener el contenido de carbono en los árboles y las raíces, en los productos fruto de las actuaciones silvícolas y en los restos generados por estas, se calculan previamente diferentes fracciones de biomasa y se aplica sobre estas un factor de carbono (FC) por especie (Montero *et al.,* 2005), es decir, el porcentaje en peso de carbono contenido en la materia seca por cada especie. Así, el FC utilizado para *Pinus sylvestris* y *Pinus nigra* es 0,509, para *Pinus halepensis* 0,499 y para *Quercus ilex* 0,475 (tabla 1).

Las fracciones de biomasa calculadas son la biomasa aérea total (BAT), la biomasa de ramas con hojas (BRH) y la biomasa subterránea total (BST). Para las dos primeras (BAT y BRH) se utilizan ecuaciones alométricas propuestas por el CREAF a partir de datos del IEFC, mien-

Tabla 1. Porcentaje en peso de carbono contenido en la materia seca aplicado a cada especie
Fuente: Montero *et al.* (2005)

Especie	% Carbono	Especie	% Carbono
Abies alba Mill.	50,6	*Pinus halepensis* Mill.	49,9
Abies pinsapo Boiss.	50,0	*Pinus nigra* Arn.	50,9
Alnus glutinosa L.	50,0	*Pinus pinaster* Alt.	51,1
Betula spp.	48,5	*Pinus pinea* L.	50,8
Castanea sativa Mill.	48,4	*Pinus radiata* D. Don	49,7
Ceratonia siliqua L.	50,0	*Pinus sylvestris* L.	50,9
Erica arborea L.	50,0	*Pinus uncinata* Mill.	50,9
Eucalyptus spp.	47,5	*Populus x euramericana* (Dode) Gulnier	48,3
Fagus sylvatica L.	48,6	*Quercus canariensis* Willd.	48,6
Fraxinus spp.	47,8	*Quercus faginea* Lamk.	48,0
Ilex canariensis Poir.	50,0	*Quercus ilex* L.	47,5
Juniperus oxycedrus L./*J. communis* L.	50,0	*Quercus pyrenaica* Willd.	47,5
Juniperus phoenicea L./*J. sabina* L.	50,0	*Quercus robur* L./*Q. petraea* Liebl.	48,4
Juniperus thurifera L.	47,5	*Quercus suber* L.	47,2
Laurus azorica (Seub.) Franco	50,0	Otras coníferas	50,0
Myrica faya Alt.	50,0	Otras frondosas	50,0
Olea europaea var. *sylvestris* Brot.	47,3	Otras laurisilvas	50,0
Pinus canariensis Sweet ex Spreng.	50,0		

tras que para la biomasa subterránea (BST) se utilizan ecuaciones propuestas por el INIA (tabla 2). Estas ecuaciones se utilizan para calcular las fracciones de biomasa tanto de los árboles en pie como de los afectados por las actuaciones silvícolas. Un estudio reciente (Ameztegui *et al.,* presentado) ha comprobado la importancia de la ecuación alométrica elegida en las estimaciones de biomasa en los bosques, y ha mostrado que siempre es preferible utilizar ecuaciones desarrolladas a partir de muestras locales o cercanas geográficamente en el área de estudio.

Tabla 2. Ecuaciones alométricas para el cálculo de la biomasa por especie

Especie	Alometría	Ecuación	a	b	c	Fuente
Pinus nigra	BAT	$a \cdot DBH^b \cdot Ht^c$	0,04	2,15	0,54	IEFC
Pinus halepensis	BAT	$a \cdot DBH^b \cdot Ht^c$	0,08	1,96	0,52	IEFC
Pinus sylvestris	BAT	$a \cdot DBH^b \cdot Ht^c$	0,06	2,05	0,56	IEFC
Quercus ilex	BAT	$a \cdot DBH^b \cdot Ht^c$	0,11	2,08	0,42	IEFC
Pinus nigra	BRH	$a \cdot DBH^b$	0,04	2,19		IEFC
Pinus halepensis	BRH	$a \cdot DBH^b$	0,08	1,95		IEFC
Pinus sylvestris	BRH	$a \cdot DBH^b$	0,06	2,03		IEFC
Quercus ilex	BRH	$a \cdot DBH^b$	0,11	2,00		IEFC
Pinus nigra	BST	$a \cdot DBH^b$	0,02	2,39		INIA
Pinus halepensis	BST	$a \cdot DBH^b$	0,03	2,30		INIA
Pinus sylvestris	BST	$a \cdot DBH^b$	0,01	2,63		INIA
Quercus ilex	BST	$a \cdot DBH^b$	0,55	1,79		INIA

BAT: Biomasa aérea total (kg); BRH: Biomasa de ramas con hojas (kg); BST: Biomasa subterránea total (kg); DBH: Diámetro normal (cm); Ht: Altura total (m).

El **carbono que se fija entre dos intervenciones** ($C_{ha/año}$) es el crecimiento de la masa según período establecido, que varía en función de cada modelo e itinerario. Se calcula como la diferencia entre el carbono almacenado al final del período y el que había justo después de la actuación. Estos valores se obtienen al aplicar las ecuaciones alométricas (tabla 2) a los parámetros estructurales del bosque (diámetro, altura) definidos en los modelos silvícolas ORGEST para estas dos situaciones. De este valor se resta la parte del carbono emitido a la atmósfera por descomposición de los restos de corta y las raíces muertas de los árboles objeto de aprovechamiento forestal. En el caso de la encina no se han considerado las raíces como materia orgánica muerta, ya que al ser una especie de rebrote la cepa no muere.

$$C_{ha/año} = ((C.árboles\ vivos_{tn} - C.árboles\ vivos_{to}) + (C.raíces\ vivas_{tn} - C.\ raíces\ vivas_{to})) / (t_n - t_o) - (C.\ restos\ corta + C.\ raíces\ muertas) \times tasa\ emisión\ carbono$$

En el caso de las masas mixtas, para establecer el crecimiento futuro es necesario tener en cuenta el modelo de referencia escogido de la especie principal. Para la especie secundaria es necesario utilizar los crecimientos medios obtenidos en los modelos silvícolas de referencia, en función de si se aplica una gestión irregular o regular y, en este último caso, del estadio en el que se encuentre (joven, adulto o en regeneración). El valor global de crecimiento se obtendrá aplicando el porcentaje de área basal que representa cada especie y la calidad de estación para esta en la zona donde se debe actuar.

Emisiones de carbono de la descomposición de restos de corta y raíces

Mediante el proceso de descomposición de la matéria orgánica una gran parte del carbono se emite hacia la atmósfera en forma de CO_2, mientras que una pequeña parte se incorpora al suelo en forma particulada o disuelta en el agua de lluvia (figura 1). Para estimar el carbono de los restos gruesos y medianos (> 5 cm en diámetro) remanentes en el bosque se consideran diferentes tasas de descomposición (k de Olson, 1963) obtenidas en la literatura (tabla 3). Mattson *et al.* (1987) dan una tasa media de 0,083 $año^{-1}$ para diferentes especies del sur de Carolina del Norte (EE. UU.), mientras que las tasas que dan Herrmann *et al.* (2015) para el sur de Alemania son bastante inferiores. Estos autores estiman diferentes tasas según la especie y no creen que el clima sea el factor que explique la variabilidad dentro de la especie. Así, dependiendo de la fuente de información y la especie se obtiene un peso distinto de los restos remanentes a lo largo del tiempo (figura 3).

En el caso de esta metodología, para la estimación de las emisiones de carbono a la atmósfera producidas por descomposición de restos de cortas y raíces se ha optado por utilizar

Tabla 3. Constantes de descomposición (k de Olson, 1963) para diferentes especies extraídas de la literatura

Referencia	Especie	Diámetro cm	k Olson año^{-1}	Lugar	P media mm	T media °C
Mattson *et al.*	Varias	--	0,083	Carolina del Norte	1.820	12,6
Herrmann *et al.*	*Fagus sylvatica*	<20	0,078	Sur de Alemania	657-1.700	8,5-11,0
	Pinus sylvestris	20-40	0,055	Sur de Alemania	657-1.700	8,5-11,0
		<20	0,050			
	Picea abies	20-40	0,030	Sur de Alemania	657-1.700	8,5-11,0
		<20	0,034			
		20-40	0,036			

como valor de referencia la tasa de carbono emitido a la atmósfera indicada por Herrmann *et al.* (2015) correspondiente a *Pinus sylvestris* para un período de 15 años (35,2%). Para aplicar la tasa indicada en las estimaciones de emisiones de carbono por descomposición en los modelos silvícolas de referencia (ORGEST) se utiliza el valor anualizado de esta (2,35%) y se multiplica por el número de años entre intervenciones silvícolas. Se utiliza la misma tasa para las distintas especies consideradas en esta metodología.

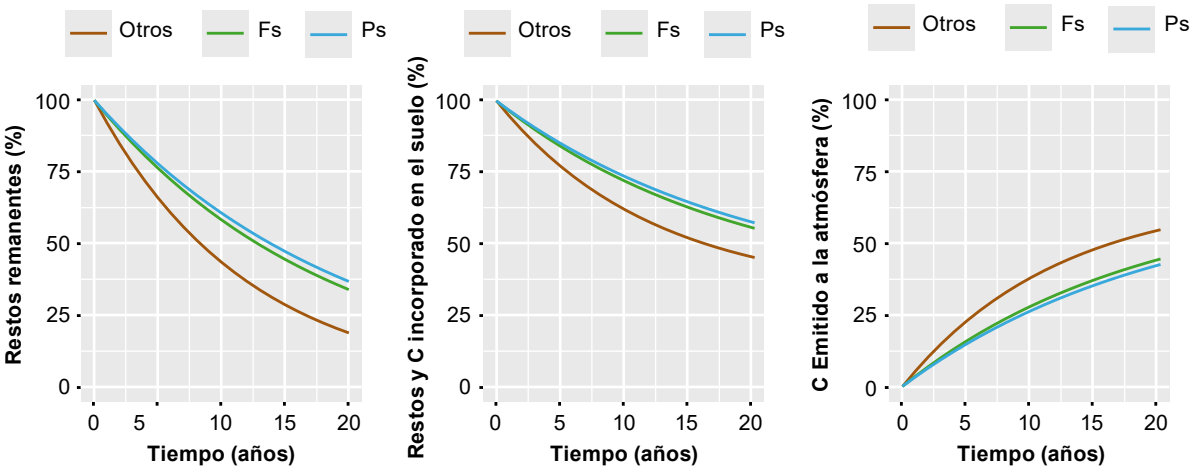

Figura 3. Evolución del porcentaje de C de los restos según especie, permaneciendo en forma de restos en descomposición (izquierda, según una k=0,083 año^{-1}), más el incorporado al suelo en forma particulada o disuelta en el agua de lluvia (1/3 del descompuesto, centro) y el emitido a la atmósfera (derecha). Se ha considerado un diámetro de restos inferior a 20 cm. Las figuras se han obtenido a partir de la información indicada en la tabla 3. «Otros» corresponde a la k de Mattsonn *et al.* (1987) y las especies («Fs y Ps») a Herrmann *et al.* (2015).

Tabla 4. Estimación del carbono a lo largo del tiempo después de la gestión en peso remanente (%) en los restos en descomposición y el incorporado al suelo de forma particulada o lavado según las tasas estimadas por diferentes autores (tabla 1) y diámetro de restos inferior a 20 cm

Años	Remanente	Perdido	Flujo hacia el suelo	C en restos o suelo	C emitido a la atmósfera
Otros					
10	43,5	56,5	18,8	62,4	37,6
15	28,7	71,3	23,8	52,5	47,5
20	18,9	81,1	27,0	46,0	54,0
Pinus sylvestris					
10	60,7	39,3	13,1	73,8	26,2
15	47,2	52,8	17,6	64,8	35,2
20	36,8	63,2	21,1	57,9	42,1
Fagus sylvatica					
10	58,3	41,7	13,9	72,2	27,8
15	44,5	55,5	18,5	63,0	37,0
20	34,0	66,0	22,0	56,0	44,0

Secuestro de carbono en bosques no gestionados

Para poder comparar la fijación de carbono entre bosques gestionados y no gestionados se han desarrollado diferentes modelos teóricos de crecimiento. La construcción de estos modelos de crecimiento para masas no gestionadas es difícil dada la falta de estudios científicos disponibles. En este sentido, hay que destacar el trabajo *Itinerarios silvícolas de no gestión para* Pinus sylvestris *en Cataluña* (no publicado) elaborado por Fora Forest Technologies en 2019, en el que se desarrollaba un modelo teórico de crecimiento para *Pinus sylvestris*.

La metodología seguida para la construcción de los modelos teóricos de crecimiento utilizados se fundamenta en la aplicación de distintos estudios y fuentes de información. Se han desarrollado diferentes modelos para las calidades de estación indicadas en los modelos silvícolas de referencia ORGEST y para las formaciones de pino negral, pino carrasco, pino silvestre y encina.

En la metodología se establecen los siguientes pasos:

1. Determinar una relación edad-altura dominante ajustada a cada calidad de estación (*site index*)

   En el caso de las formaciones de pino negral y pino silvestre se han utilizado fórmulas indicadas en artículos de Palahí *et al.* (2003 y 2004) sobre *site index* y crecimiento de pies, mientras que para el caso del pino carrasco se han utilizado fórmulas indicadas en el artículo de Montero *et al.* (2001). Para ajustar la relación edad-altura a las distintas calidades de estación de los modelos ORGEST se han utilizado valores de referencia de estos modelos.

   Para la encina se ha realizado una aproximación diferente por no disponer en el momento del estudio de ecuaciones que relacionaran la edad con la altura. En este caso, la altura se obtiene utilizando las mismas ecuaciones que en los modelos de referencia ORGEST de la encina, en las que el valor de la altura depende del diámetro. Para determinar cómo evoluciona el diámetro con la edad de la masa, se ha aplicado un factor de crecimiento diametral obtenido de X. Mayor y F. Rodà (1993), para bosques no gestionados.

2. Determinar la evolución de la densidad y la mortalidad de pies

   Para dar este paso se ha utilizado el índice de densidad de masa (SDI), indicador de la densidad originariamente desarrollado en 1933 por Reineke *(Reineke's stand density index)*, utilizado en los modelos ORGEST de referencia. Los parámetros utilizados en el cálculo del SDI se han ajustado para cada especie, utilizando como fuente para este ajuste estudios llevados a cabo por Vericat *et al.* (2014).

   El SDI se puede definir como el número equivalente de árboles por hectárea de diámetro cuadrático medio de 25 cm, formulado como:

   $$SDI = N * \left(\frac{D_g}{25}\right)^{ß}$$

   donde, N és el número de pies por hectárea o densidad, D_g el diámetro cuadrático y ß la pendiente de clareo.

   Para obtener la densidad se ha utilizado la misma densidad inicial que la utilizada en los modelos ORGEST y se ajusta a cada edad de referencia en función del SDI. Para la estimación del diámetro cuadrático se han utilizado diferentes ecuaciones según especie creadas por Piqué *et al.* (2017) a partir de datos del IFN y en función de la altura, la edad y la densidad de la masa forestal.

   Para la mortalidad de pies estimada en aplicación del SDI se ha considerado, par-

tiendo del estudio sobre el SDI (Vericat *at al.* 2014), que la mortalidad de pies comienza a producirse cuando el SDI es un 60% del SDI máximo y que cuando se supera o llega al SDI máximo la mortalidad es del 100% del exceso de pies (tabla 5). Considerando la dificultad para establecer un gradiente de mortalidad entre el 60% y el 100% del SDI y la idea ya apuntada en algunos estudios (Palahí *et al.* 2003) de que el SDI es diferente según la calidad de estación, se ha optado por ajustar el inicio de la mortalidad a un 100% del SDI máximo en calidad A, un 72% en calidad B y un 53% en calidad C.

Tabla 5. Parámetros utilizados en el SDI

Especie	ß	SDI máximo	Fuente
Pinus nigra	1,896	1.287	CTFC
Pinus halepensis	2,029	1.200	CTFC
Pinus sylvestris	2,071	1.339	CTFC
Quercus ilex	2,139	800	CTFC

Secuestro de carbono en las plantaciones

Para determinar el carbono almacenado debido a la plantación de diferentes especies de interés se han utilizado las ecuaciones alométricas desarrolladas por el CREAF con datos del Inventario Ecológico y Forestal de Cataluña (IEFC), que están disponibles en el Laboratorio Forestal Catalán (https://laboratoriforestal.creaf.cat/). El IEFC incluyó la medida de la biomasa aérea total (BAT) para una submuestra de árboles de todas las especies. A partir de estos datos se obtuvieron una serie de relaciones alométricas para cada especie, para el conjunto de Cataluña, que permiten estimar la BAT a partir de otras variables

Una vez obtenidos los modelos de crecimiento para bosques no gestionados, se utilizan las mismas ecuaciones alométricas y factores de carbono por especie (tablas 1 y 2) indicados en el apartado «Variación en el secuestro de carbono debida a la gestión forestal», y el mismo porcentaje anual de emisiones por la madera muerta (2,35%).

$$C_{ha/año} = ((C.árboles\ vivos_{tn} - C.árboles\ vivos_{to}) + (C.raíces\ vivas_{tn} - C.\ raíces\ vivas_{to})) / (t_n - t_o) - (C.\ árboles\ muertos + C.\ raíces\ muertas) \times tasa\ emisión\ carbono$$

Con estos cálculos, obtenemos el carbono fijado en la materia orgánica viva, árboles y raíces, y las emisiones de carbono por descomposición, haciendo la comparación entre los modelos de referencia de gestión ORGEST y los modelos de no gestión, entre dos períodos de corta establecidos.

de más fácil obtención, como la especie, el diámetro normal y, en algunos casos, la altura.

La capacidad de almacenamiento de carbono según esta metodología se ha calculado siguiendo los pasos siguientes:

1. Cálculo, para cada especie, del diámetro medio esperado a distintas edades: 0, 10, 20... hasta los 80 años, utilizando las relaciones edad-diámetro establecidas en el IFN1 y recogidas en las publicaciones *Las coníferas en el Primer Inventario Forestal Nacional* (1980) y *Las frondosas en el Primer Inventario Forestal Nacional* (1979).

2. Cálculo de la altura correspondiente a cada valor de diámetro, mediante las relaciones calculadas en Ameztegui (2020) a partir de datos del IFN3 en Cataluña. La relación altura-diámetro se ha ajustado al siguiente modelo no lineal: $Ht = 1{,}3 + (H_1 - 1{,}3) * (1 - \exp(-B*DBH))$, donde DBH es el diámetro en cm, Ht es la altura, en metros, y H_1 y B son los dos parámetros a estimar.

3. Cálculo de la biomasa aérea total para las especies de interés, a partir de las relaciones alométricas publicadas en el IEFC y los valores de diámetro y altura calculados anteriormente.

4. Cálculo de la biomasa total, incluido el factor de raíces (ratio de biomasa de raíces respecto a biomasa de la parte aérea). Como en el caso de la gestión, este valor se ha obtenido de Ruiz-Peinado *et al.* (2012) en el caso de frondosas y de Ruiz-Peinado *et al.* (2011) para las coníferas. Si alguna especie no estaba incluida en las publicaciones anteriores se le ha asignado un valor medio para género o grupo funcional.

5. Conversión de los valores de biomasa a contenido en carbono, a partir de la proporción de carbono contenida en la biomasa de las diferentes especies (Montero *et al.,* 2005) y, posteriormente, a CO_2.

Esta metodología nos permite obtener una tabla en la que se determina directamente el CO_2 fijado en cada árbol plantado de las principales especies por rango de edades (anexo). Se ha optado por utilizar esta metodología, con preferencia a otras disponibles basadas en el cálculo de existencias totales en volumen según el Inventario Forestal Nacional, porque estas últimas implican el cálculo indirecto de la biomasa a partir del volumen, y la transformación posterior de este en biomasa mediante factores de conversión. Aunque esta última metodología es la recomendada en la *Guía para la estimación de absorciones de dióxido de carbono*, publicada por el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, se ha comprobado que estos factores pueden variar no solo en función de la especie, sino también de la clase diamétrica del árbol e incluso de la ecuación de volumen utilizada. Por tanto, presentan una serie de incertidumbres sobre su idoneidad debido a las cuales no las consideramos adecuadas, aunque ambas metodologías proporcionaban resultados similares para la mayor parte de las especies consideradas.

El período de fijación de carbono iría desde el momento de la plantación hasta la primera intervención, en función de la especie escogida. En el **balance de CO_2** fijado no intervendrá ninguna otra entrada ni salida, será el valor secuestrado y acumulado anualmente en el período de fijación establecido. El escenario de referencia es la no plantación, por eso solo se tiene en cuenta el carbono fijado por los árboles plantados, independientemente de la vegetación preexistente, que se considera que fija igual en ambos escenarios.

tCO_2 secuestrado $_{\text{por ha plantación}}$ =
tCO_2 secuestrado por 1 $árbol_{tn}$ x N árboles plantados/ha

CÁPSULA 2. EMISIONES DE DIÓXIDO DE CARBONO DE LOS TRABAJOS Y LOS PRODUCTOS OBTENIDOS

Por un lado, se calculan las emisiones que provienen de los trabajos de corta y desembosque de la madera, del desbroce del matorral cuando es necesario, así como del transporte de los productos hasta la industria correspondiente.

Por otro lado, y dentro del período considerado, inferior a 30 años, las emisiones de la biomasa utilizada para energía (vida útil de 2 años) y/o la que va destinada a palé y embalaje (vida útil de 10 años).

$$\mathbf{tCO_{2\ emitidas}} = tCO_{2\ \text{emisiones de los trabajos silvícolas y transporte}} + tCO_{2\ \text{emisiones combustión productos}}$$

Emisiones en los trabajos silvícolas y transporte a la industria

La información de los trabajos silvícolas se ha obtenido del estudio de Porras *et al.* (2017), considerando como maquinaria que emite CO_2 la motosierra, la desbrozadora y el tractor forestal con cabrestante. Aunque las emisiones resultantes del estudio representan entre el 0,2 y el 0,4% del total de carbono almacenado a lo largo de 150 años, insignificante respecto a la tasa de fijación de carbono, se han tenido en cuenta en esta metodología. Por otra parte, se considera que la gestión silvícola de un rodal puede comportar el mantenimiento de las pistas de desembosque, en el período entre dos actuaciones, modificaciones relacionadas con adaptar y perfilar el firme de la calle.

La media de caminos existentes en las fincas forestales de Cataluña es de alrededor de 90 m/ha, mientras que la densidad media de los caminos de desembosque incluidos en los instrumentos de ordenación forestal de montes privados es de 47 m/ha (POCTEFA iForWOOD, 2020. Proyecto de implementación de la red dinámica de caminos de Cataluña, VIACAT). En caso de que no dispongamos de la longitud de las pistas de desembosque a mantener en un rodal y por una estimación previa, se puede considerar la densidad media antes referida.

Sobre la base de los rendimientos de cada trabajo silvícola (en h/ha o h/km) y los consumos de combustible de cada maquinaria empleada para cada uno de estos trabajos (valores ambientales obtenidos del Centro de la Propiedad Forestal) (tabla 6), se han calculado las emisiones totales por cada hectárea gestionada (tCO_2/ha) (tabla 7). Para este cálculo se han obtenido los factores de emisión por cada fuente energética según la *Guía de cálculo de emisiones de gases de efecto invernadero* (GEI) (Departamento de Territorio y Sostenibilidad, 2021). Es posible que durante la ejecución de los trabajos se dé la combinación de diferentes maquinarias y otros métodos de desembosque; aquí nos hemos centrado en las situaciones más comunes.

$\mathbf{tCO_{2\ emitidas\ trabajos\ silvícolas}}$ = rendimiento (h/ha) x consumo (l/h) x factor emisión (tCO_2/l)

En cuanto a las **emisiones en el transporte** de la madera comercial, la misma guía (DTES, 2021) nos da un valor de emisiones de las fuentes móviles (relacionadas con el movimiento de personas o mercancias) del combustible quemado en los distintos medios de transporte. Por la categoría de camión rígido subcategoría 14-20 t y por conducción rural se obtiene un valor de 0,549 kg CO_2/km. Según la madera cortada y dejada a pie de cargador (según toneladas en verde, densidad $t_{50\%}/m^3$), habrá que conocer el número total de km a realizar hasta la industria, es decir, el número de viajes que se harán en camión, según el número total de toneladas que se transportarán. En general, se considera

Tabla 6. Rendimientos, consumos y factores de emisión según actuación silvícola

Maquinaria	Fuente energética	Consumo	Factor emisión	Clareo	Desbroce	Clara/ Corta selectiva	Cortas regeneración/ Corta final	Mantenimiento pistas
	l	l/h	$kgCo_2/l$	(h/ha)	h/ha	h/ha	h/ha	h/km
Motosierra	Gasolina	0,625	2,24	48	32	40	32	-
Desbrozadora	Gasolina	0,625	2,24			-	-	-
Tractor forestal	Gasoil	6,5	2,68	-	-	24	16	-
Pala cargadora	Gasoil	12	2,68	-	-	-	-	8

Tabla 7. Valores de las emisiones de carbono de la maquinaria según tratamiento silvícola

Tratamiento ORGEST	Emisiones maquinaria (tCO_2/ha)
Clareo	0,0672
Desbroce	0,0448
Claras selectivas/mixtas/por lo bajo - Cortas selectivas	0,4741
Cortas de regeneración	0,3235
Mantenimiento de pistas de desembosque (47 m/ha)	0,0121

que el transporte que mantiene viable económicamente el proceso de transformación es de 80 km hasta el aserradero y de 40 km para la producción de biomasa para energía, valores medios que se pueden utilizar en caso de no conocer el destino final del producto.

Emisiones por combustión de los productos de ciclo de vida corto

De la biomasa aérea en seco, excluida la copa que se queda en el suelo, podemos obtener diferentes productos: biomasa para energía, madera para sierra de calidad baja y media, destinada a embalajes y palés, y madera de calidad alta destinada a estructuras y otro material de vida superior a 30 años (figura 4). Según el tipo de bosque (masas jóvenes, adultas, con proporción de madera de mayores o menores dimensiones) y tratamiento aplicado, se obtiene una cantidad determinada de cada tipo de producto (tabla 8). El carbono fijado en estos productos puede emitirse de nuevo a la atmósfera en pocos años si el tipo de producto obtenido tiene un ciclo de vida corto y no se recicla. La biomasa de producto se pasará a carbono y serán emisiones de CO_2 con arreglo a la conversión correspondiente de 3,67 tCO_2/tC.

En esta metodología se ha considerado un retorno del 100% de CO_2 para la madera que se destina a energía y un valor inferior para la madera de sierra destinada a palé y embalaje, teniendo en cuenta un factor de reciclaje del producto, utilizado en múltiples ciclos o rotaciones en la distribución (Agencia de Residuos de Catalunya, 2006). En este último caso, se ha considerado un factor de reciclaje (Fr) del 25%, teniendo en cuenta el cumplimiento de la normativa de reciclaje europea.

tCO_2 emisiones productos = ((BM + BC) x FC x (% madera para energía + (% madera de sierra para palés y embalaje) * (1-Fr)) x 3,67 tCO_2/tC

Donde:

BM: biomasa tronco sin copa
BC: biomasa con corteza
FC: porcentaje en peso de carbono contenido en la materia seca según especie
Fr: Factor reciclaje

En la tabla 8 se representan los diferentes productos que pueden obtenerse según el tipo de

Figura 4. Vida útil de los productos forestales. Fuente: Correal *et al.* (2017).

Tabla 8. Porcentaje de productos a obtener según la tipología de tratamientos forestales

Porcentaje (%) de producto comercial obtenido con los tratamientos ORGEST	% productos de vida útil larga (>30 años): estructuras, mobiliario, vallas, palos, traviesas	% productos vida media (< 10 años): palés y embalajes	% productos vida corta (< 2 años): papel, cartón y energía
GR - Regulación competencia regenerado/monte bajo	0	0	0
GR - Regulación competencia pinares jóvenes (< 30 años)	0	20	80
GR - Regulación competencia pinares adultos – Clara con productos baja calidad	10	40	50
GR - Regulación competencia pinares adultos – Clara con productos alta calidad	30	50	20
GR - Regulación competencia frondosas/quercíneas – Productos baja calidad	0	0	100
GR - Regulación competencia frondosas/quercíneas – Productos alta calidad	40	0	60
GI - Regulación competencia pinares (cortas selectivas)	20	50	30
GI - Regulación competencia frondosas/quercíneas (cortas selectivas)	30	0	70
Silvicultura de turnos largos en pinares	40	50	10
Silvicultura de turnos largos en frondosas/quercíneas	40	0	60
Recuperación de pastos en pinares	20	50	30
Recuperación de pastos en frondosas/quercíneas y adehesamiento	0	0	100

GR: tratamiento regular. GI: tratamiento irregular.
Productos de baja y alta calidad van ligados a las características de tamaño y conformación.

tratamiento silvícola efectuado y la calidad de los productos existentes en el bosque según su estado y estructura. Los primeros clareos proporcionan producto de vida corta y, en la medida en que la masa es más adulta, podemos obtener una mayor proporción de madera de sierra para estructuras que ayudan a almacenar más tiempo el CO_2 no emitido a la atmósfera.

CÁPSULA 3. EMISIONES DE DIÓXIDO DE CARBONO EVITADAS

En esta cápsula se incluyen, por un lado, las emisiones evitadas debido a una mejora de la estructura de la masa que reduce la gravedad o intensidad de los incendios forestales, que deja de emitir una parte del combustible fino del *stock* existente en un momento determinado. Para las zonas incluidas en áreas estratégicas de prevención de incendios (PEG/AFG, otras) establecidas en planes a escala de paisaje, también se pueden contabilizar las emisiones evitadas de acuerdo con la función preventiva de grandes incendios forestales de estas infraestructuras. Por otra parte, se consideran las emisiones evitadas de la energía fósil o del uso de materiales no renovables cuando son sustituidos por biomasa o madera.

$$\mathbf{tCO_{2\ evitadas}} = tCO_{2\ \text{evitadas en la prevención de incendios}} + tCO_{2\ \text{evitadas por sustitución}}$$

Emisiones evitadas en la prevención de incendios del rodal en el que se ha actuado

Los grandes incendios forestales en Cataluña presentan unas emisiones medias (2006-2015) de 56.000 tCO_2 $año^{-1}$ y son un agente modelador esencial de los paisajes culturales mediterráneos (Balde y Vega-García, 2019). Actualmente la mayoría de las igniciones están causadas por las actividades antrópicas, y un número reducido que escapa del ataque inicial y se propaga en condiciones meteorológicas extremas es responsable de la mayor parte del área quemada (Rodrigues *et al.,* 2019). Las emisiones esperables de CO_2 en incendios forestales (tCO_2 ha^{-1} $año^{-1}$) se pueden determinar a partir de la (i) probabilidad de quema y (ii) de los efectos más probables del fuego en el rodal afectado (Alcasena *et al.,* 2021).

Para determinar la **probabilidad anual de quema** resulta imprescindible simular el comportamiento y la propagación de miles de incendios forestales (≥ 10.000 años) a escala de paisaje. A tal efecto se ha empleado el algoritmo *minimum travel time* (MTT) (Finney, 2002), que fue calibrado a 150 m de resolución para replicar la distribución de incendios (áreas quemadas) observada durante el período de 1998 a 2015 (Alcasena *et al.,* 2018). En la simulación de incendios se consideran los escenarios meteorológicos observados más frecuentes (p. e., condiciones sinópticas) en cada macroárea (p. e., zona de régimen diferenciado de incendios) y una distribución de igniciones sobre la base de modelos de ocurrencia (p. e., probabilidad de ignición). Al sobreponer el área quemada de los perímetros simulados se puede calcular la frecuencia con la que se quema cada rodal (o píxel) en el paisaje, que al dividirlo por el número de años simulados nos proporciona la probabilidad anual de quema. Los resultados de probabilidad anual de quema se pueden presentar como un valor entre 0 y 1, o un período medio de recurrencia en el área quemada (p. e., p = 0,04, T = 25 años). Para posibilitar el uso de este parámetro en la metodología aquí presentada, se ha confeccionado un mapa con la probabilidad anual de quema para toda Cataluña (figura 5).

Para **calcular los efectos o emisiones derivadas de un incendio** disponemos de numerosos procedimientos según la escala de aplicación y la dificultad de obtención de los valores de entrada para los cálculos. Primero debe determinarse la biomasa disponible, después el consumo de biomasa (*fuel consumption* o eficiencia de quema) para cada píxel o rodal, y, finalmente, se aplica un factor de emisión que relaciona los gramos emitidos de un gas (CO_2) por kilogramo de materia seca consumida (ms). Normalmente no es posible disponer de datos de todos los compartimentos combustibles para un modelo de combustible de un rodal determinado, salvo que se realicen muestreos destructivos, para lo que deben aplicar-

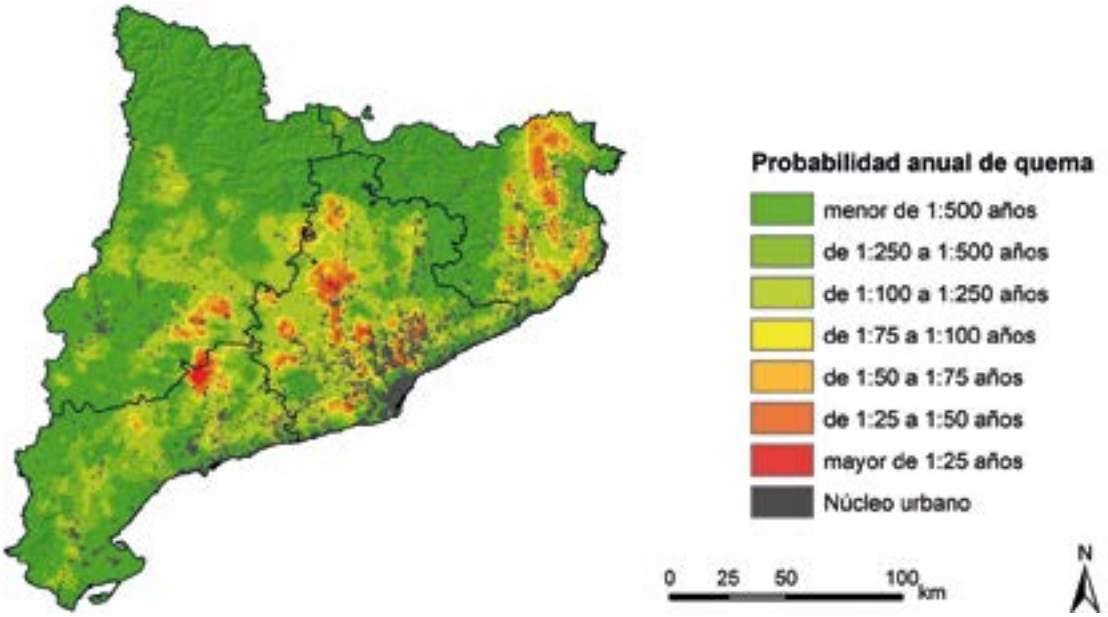

Figura 5. Mapa de probabilidad anual de quema. Fuente: Alcasena *et al.* (2018).

se otros procedimientos más adecuados para escalas regionales. A escala de rodal, la materia seca debería presentarse en t ha^{-1} por cada una de las fracciones (p. e., fino, medio, grosor muerto, materia orgánica del suelo, herbáceas, matorral) tipificadas en el modelo de combustible correspondiente. El consumo o eficiencia puede determinarse con modelos a partir de las condiciones de quema (humedad del combustible para cada fracción) (Prichard *et al.,* 2017) o empleando funciones de respuesta que estiman el consumo en rodal o píxel sobre la base de la longitud de llama obtenida en las simulaciones (Ager *et al*., 2010).

En nuestra metodología, para toda Cataluña, la fracción de combustible que se quema se obtiene a partir de ratios publicadas de factores de combustión o porcentajes de biomasa consumida correspondientes a clases de vegetación típicas del entorno mediterráneo (De Santis *et al.,* 2010) y las clases de intensidad o gravedad del fuego (*fire severity*) obtenidas en las simulaciones a partir de la cartografía de longitud condicional de llama (CFL, por la sigla en inglés) (tabla 9).

A escala de rodal, será necesario conocer el valor de la biomasa aérea existente y aplicar los factores de combustión para la intensidad correspondiente y el factor de emisión medio de CO_2 correspondiente al tipo de vegetación. Por último, será necesario aplicar los factores de emisión extraídos de la bibliografía para formaciones mediterráneas (tabla 9), convertidos desde gCO_2/kg ms a tCO_2/t ms para facilitar los cálculos en unidades de medida forestales (Clinton *et al.,* 2006, 1396-1580 g/kg^{-1}).

Para la definición de los escenarios de gestión y de no gestión se han tenido en cuenta las consideraciones siguientes:

En **el escenario de no gestión**, se asume que se generará un incendio de alta intensidad sobre la biomasa aérea (BAT) existente, de acuerdo con la probabilidad anual considerada. Asumimos que, sin gestión, la intensidad esperada es alta para evitar la consulta espacial de la longitud de llama, ya que las simulaciones se han realizado en condiciones meteorológicas de verano (percentil 97) y para incendios de más de 100 ha. Esta metodología se aplica a la biomasa previa a la actuación, para estimar lo que se quemaría si no se actuara. Es un valor conservador, ya que solo considera incendios de cierto tamaño (+ 100 ha), que son los que producen más emisiones, y solo las emisiones

Tabla 9. Factores de combustión en función de la intensidad esperada (De Santis *et al.,* 2010) **y factores de emisión de CO_2** (Miranda *et al.,* 2005), **según tipo de vegetación**

Tipo de vegetación	Factor de combustión (FComb) (% biomasa consumida)				Factor emisión CO_2 (FE) ($tCO_2 tms^{-1}$)
	Clase de intensidad del fuego *(fire severity)*				
	Baja (CFL < 1,2 m)	Media (CFL = 1,2-2,4 m)	Alta (CFL = 2,4-3,4 m)	Muy alta (CFL => 3,4 m)	
Matorral	0,71	0,84	0,89	0,95	1,477
Coníferas	0,25	0,47	0,56	0,65	1,627
Frondosas	0,25	0,40	0,48	0,56	1,393

en forma de CO_2 (se desprecian las emisiones de otros compuestos de C como CO, metano, materia particulada o carbón negro, en órdenes de magnitud inferiores, por ejemplo, factor de emisión de CO = 0,093 tCO/t ms).

$$\mathbf{tCO_{2\ emtidas\ no\ gestión}} = (tBAT_{\ pretratamiento} \times FComb_{\ (intensidad\ alta)} \times FE)$$

En **el escenario de gestión**, se asume que la intensidad del incendio pasará de alta a baja intensidad, y afectará a la biomasa aérea (BAT) postratamiento, calculada de acuerdo con el modelo silvícola de referencia e itinerarios seleccionados. El valor de emisiones potenciales del rodal se reduce debido a la reducción a intensidad baja debida al tratamiento y de la menor biomasa disponible, pero se estima que la probabilidad de quema permanece igual, puesto que depende del inicio y propagación de fuegos en torno al rodal, donde no se actúa. Los costes de CO_2 correspondientes a la realización de los tratamientos ya se tienen en cuenta en las emisiones de los trabajos silvícolas.

$$\mathbf{tCO_{2\ emitidas\ gestión}} = (tBAT_{\ postratamiento} \times FComb_{\ (intensidad\ baja)} \times FE)$$

Estos valores obtenidos reflejan las emisiones si se produjera un incendio el año próximo, pero la probabilidad de su ocurrencia está distribuida por igual sobre todo el período de recurrencia del píxel. Por ello, es necesario multiplicarlo por la probabilidad anual de incendio en ese punto (recurrencia) y por el número de años a considerar en el proyecto de evitación de emisiones. Se propone que este período se corresponda con el número de años en que es efectiva la gestión en relación con la prevención de grandes incendios, el cual se ha estimado, de promedio, en 8 años, a partir de conocimiento experto y conocimiento generado en la red de parcelas demostrativas (RPD) del Centro de la Propiedad Forestal.

Así, el impacto de la gestión (emisiones de CO_2 evitadas) será la diferencia entre las emisiones probables sin gestión y las emisiones probables durante los años en que la actuación forestal sea efectiva, en caso de que se diera un incendio de acuerdo con la recurrencia de incendios en ese punto concreto:

$$\mathbf{tCO_{2\ evitadas\ incendios\ (rodal)}} = (tCO_{2\ emitidas\ no\ gestión} - tCO_2\ emitidas\ gestión) \times Probabilidad\ anual\ de\ quema_{rodal} \times 8\ años$$

Emisiones evitadas en el paisaje en áreas estratégicas de prevención de incendios

En caso de que el rodal donde se ha actuado tenga una función preventiva de grandes incendios forestales y forme parte de las infraestructuras de prevención de incendios aprobadas o recogidas en diferentes planos a escala de paisaje (PTGMFc, PPP, otros), además de reducir las emisiones en la misma parcela tratada, el efecto de prevención se expande a las parcelas de su entorno (no tratadas). Para evaluar este impacto adicional, se puede adaptar la metodología descrita en el punto anterior para aplicarla a la **zona potencialmente protegida** para

esta infraestructura. No obstante, este cálculo queda restringido a los casos en que se conoce exactamente la zona que protege el punto estratégico de gestión, que requiere una delimitación esmerada por parte de expertos, no siempre disponible.

Una posible aproximación a la delimitación del área protegida, o afectada por la infraestructura, es estimar el efecto que tiene el tratamiento sobre el comportamiento del fuego o sobre la probabilidad de quema en zonas colindantes o «efecto sombra», que varía según las condiciones meteorológicas, la distribución de combustibles en el paisaje, la orografía y la localización de las igniciones. Las parcelas tratadas interaccionan entre sí, debido a un efecto sinérgico, pero la relación entre área tratada y reducción de probabilidad de quema no es lineal en el paisaje, sino que está influida por el tamaño/forma de las parcelas y su distribución espacial. Esto significa que es necesario el uso de simuladores de fuego para evaluar los efectos de la gestión forestal preventiva, lo que hace inviable determinar las zonas potencialmente protegidas para toda Cataluña, puesto que computacionalmente no es posible simular miles de incendios para todos los rodales estratégicos existentes o combinaciones entre ellos.

Así pues, el procedimiento de estimación del área protegida que aquí proponemos no está determinado por simulaciones del fuego *ad hoc*, sino por el procedimiento propuesto por Castellnou *et al.* (2019), en el que se definen las zonas protegidas en el escenario de mayor riesgo como el «polígono de potencial de incendio que identifica una unidad espacial para la que se espera que el comportamiento del fuego sea homogéneo» y que, en cualquier caso, requiere la delimitación por parte de expertos en extinción.

Además, entendiendo que los puntos estratégicos de gestión más allá de cambiar el comportamiento del fuego son, sobre todo, oportunidades para la extinción, introducimos un cambio en **el escenario de gestión** en el que asumimos que la probabilidad de incendio en la superficie delimitada como «zona protegida» es igual a cero durante los 8 años en los que el tratamiento aplicado es eficiente. Es decir, que, si se gestiona un punto estratégico, el incendio es detenido en ese punto y no se quema el área protegida por este, por lo que las emisiones probables del escenario de gestión son cero.

En el caso del **escenario de no gestión**, la metodología se aplica tal y como se describe en el apartado anterior considerando que se dará un incendio con una probabilidad anual igual a la del punto estratégico donde se aplica la gestión.

Por tanto, las emisiones evitadas, si se gestiona un punto estratégico, serían:

$$\mathbf{tCO_{2\ evitadas\ incendios\ (punto\ estratégico)}} = tCO_{2\ \text{emitidas en zona protegida}} \times \text{probabilidad anual de quema}_{\text{punto estratégico}} \times 8 \text{ años}$$

Donde: $\mathbf{tCO_{2\ emitidas\ en\ zona\ protegida}} = (tBAT_{\text{zona protegida}} \times FComb_{\text{(intensidad alta)}} \times FE)$

El valor de la biomasa aérea existente (BAT) en la zona protegida se puede obtener a partir de la información recogida en instrumentos de ordenación forestal individuales o conjuntos, o bien a partir de los mapas de variables biofísicas del arbolado de Cataluña 2015-2016 elaborados por el ICGC y el CREAF, sobre los que aplicaremos los factores de combustión para la intensidad alta y el factor de emisión medio de CO_2 correspondiente según tipo de vegetación, de acuerdon con la tabla 8. Para evitar la consulta espacial a tipos de vegetación, se puede asumir un factor de emisión medio para cualquier tipo de vegetación de valor 1,650 tCO_2/t, una aproximación frecuente en zonas forestales en la UE (Van der Werf *et al.,* 2017). En este caso, también se utiliza un factor de combustión medio correspondiente a una intensidad alta de 0,63 (CFL=2,4-3,4 m).

Emisiones por efecto de sustitución

El uso de productos de madera desplaza el de otros materiales o fuentes de energía, como plásticos, hormigón, acero o energías fósiles, que dejan más huella de carbono. El **coeficiente de sustitución** (o desplazamiento) mide la diferencia entre las emisiones de efecto invernadero asociadas al uso de la madera y de un material diferente alternativo. Si el coeficiente es positivo significa que utilizar productos de madera genera menos huella de carbono que utilizar productos de otros materiales. Este efecto sustitutivo es más o menos beneficioso según el tipo de tratamiento implementado, cuando comporte menos emisiones en el producto final, mayor efecto sustitutorio y menos emisiones durante el proceso de extracción del material del bosque (Agostini *et al.,* 2013; Martel, 2019). En cuanto al uso de madera como combustible, esta emite mayor cantidad de CO_2 que el gas o el petróleo para producir la misma cantidad de calor, pero, en cambio, para obtenerla se emite menos cantidad de este CO_2.

Valada *et al.* (2016) desarrollaron un análisis de 51 estudios comparativos de productos de madera con productos de función equivalente fabricados con otros materiales, para calcular sus coeficientes de sustitución. Los autores identifican una gran variabilidad de resultados (entre 0,7 y 5,1 kg C/kg C), en función de las fases de ciclo de vida consideradas y del material sustituto considerado. El valor medio de coeficiente de sustitución en la etapa de producción es de 0,8 kg C/kg C (Valada *et al.,* 2016). Otras referencias de metaanálisis sobre el efecto de sustitución de la madera en comparación con otro material o combustible mencionan coeficientes que van de las 0,59 a las 3,47 tCO_2eq/m^3 de madera (Rüter *et al.,* 2016, Roux *et al.,* 2017).

En la metodología aquí propuesta, a partir del estudio de Gómez (2020) y la estimación del efecto de sustitución según el sello «Bas Carbone» (CNPF, 2019, basada en Valada, 2016), se ha adaptado el volumen a toneladas de producto a partir de un ciclo de vida de 150 años. A partir de la fórmula de Sathre y O'Connor (2010), comparando las emisiones de los productos no renovables con los de madera y teniendo en cuenta los valores del ciclo de vida del pino silvestre, asimilables al resto de coníferas, se obtienen los factores siguientes:

- **0,876 tCO_2** por tonelada de producto para **energía** en sustitución de gasoil,
- **0,599 tCO_2** por tonelada de **producto de palé** en sustitución del palé de plástico desechable, y
- **1,069 tCO_2** por tonelada de **producto estructural** en sustitución de la viga de hormigón armado.

El índice se calcula teniendo en cuenta tanto las emisiones que genera el producto de madera como las emisiones del producto sustituido, y se resta lo que se genera de lo que se evita. En el caso de la astilla y el gasóleo, todo el carbono contenido en estos materiales se libera a la atmósfera durante la combustión y dentro del período de análisis (100 años). En el caso de los palés, esto depende del escenario de fin de vida aplicado. En el caso de la madera, se considera que un 38% del producto se lleva a vertido y un 32% más se incinera; por tanto, el 70% del C volverá a la atmósfera en el período de estudio considerado (100 años). En el caso del plástico, se considera 45% por incineración y, por tanto, solo el 45% del C vuelve a la atmósfera (el 55% restante se vierte y, por tanto, el C contenido no llega a la atmósfera en el período de 100 años).

ANEXOS

Tablas de los balances de secuestro de carbono de la gestión forestal, según modelos de referencia ORGEST y modelos de no gestión, por las principales especies forestales.

Tabla de carbono fijado en plantaciones.

Tabla 1. Balance de secuestro de carbono según gestión y no gestión para bosques de pino silvestre

Especie principal	QE	Modelo ORGEST	Itinerario	Balance de Carbono (t/ha/año)		
				Gestión Modelo ORGEST	Modelo no gestión	Gestión - No gestión
Pinus sylvestris	A	Ps01	Clareo	3,55	2,68	0,87
Pinus sylvestris	A	Ps01	Clara selectiva (I)	4,36	2,91	1,45
Pinus sylvestris	A	Ps01	Clara selectiva (II)	3,13	2,60	0,54
Pinus sylvestris	A	Ps01	Clara selectiva (III)	2,63	2,09	0,54
Pinus sylvestris	A	Ps01	Clara selectiva (IV)	2,14	1,59	0,55
Pinus sylvestris	A	Ps01	Corta preparatoria	0,07	0,01	0,06
Pinus sylvestris	A	Ps01	Corta diseminatoria	0,11	-0,11	0,22
Pinus sylvestris	A	Ps01	Corta final	0,52	-0,39	0,91
Pinus sylvestris	A	Ps02	Clareo	2,36	2,16	0,20
Pinus sylvestris	A	Ps02	C. por lo bajo (I)	3,94	3,02	0,92
Pinus sylvestris	A	Ps02	C. por lo bajo (II)	3,48	2,68	0,80
Pinus sylvestris	A	Ps02	C. por lo bajo (III)	2,67	1,43	1,24
Pinus sylvestris	A	Ps02	C. por lo bajo (IV)	1,94	-1,01	2,95
Pinus sylvestris	A	Ps02	C. preparatoria	-0,12	-0,14	0,02
Pinus sylvestris	A	Ps02	C. diseminatoria	-0,14	-0,16	0,02
Pinus sylvestris	A	Ps02	C. final	-0,03	-0,14	0,11
Pinus sylvestris	A	Ps03	Clareo	2,71	2,31	0,41
Pinus sylvestris	A	Ps03	C. por lo bajo (I)	3,86	3,05	0,81
Pinus sylvestris	A	Ps03	C. por lo bajo (II)	2,78	2,57	0,21
Pinus sylvestris	A	Ps03	C. preparatoria	1,16	2,03	-0,87
Pinus sylvestris	A	Ps03	C. diseminatoria	-0,33	0,82	-1,14
Pinus sylvestris	A	Ps03	C. final	0,05	-0,03	0,08
Pinus sylvestris	A	Ps04	Corta selectiva	2,02	0,70	1,32
Pinus sylvestris	A	Ps05	C. selectiva	2,16	0,70	1,46
Pinus sylvestris	A	Ps07	Clareo	3,78	2,73	1,05
Pinus sylvestris	A	Ps07	C. por lo bajo (I)	4,24	2,82	1,41
Pinus sylvestris	A	Ps07	C. por lo bajo (II)	4,25	2,37	1,88
Pinus sylvestris	A	Ps07	C. por lo bajo (IV)	2,82	1,78	1,03
Pinus sylvestris	A	Ps07	C. por lo bajo (V)	1,71	-0,58	2,30
Pinus sylvestris	A	Ps07	C. preparatoria	0,16	-0,15	0,32
Pinus sylvestris	A	Ps07	C. diseminatoria	-0,20	-0,19	-0,01
Pinus sylvestris	A	Ps07	C. final	0,51	-0,26	0,77
Pinus sylvestris	B	Ps08	Clareo	1,83	1,84	-0,01
Pinus sylvestris	B	Ps08	C. selectiva (I)	1,89	1,88	0,01
Pinus sylvestris	B	Ps08	C. selectiva (II)	1,20	-0,66	1,86
Pinus sylvestris	B	Ps08	C. selectiva (III)	1,12	-0,72	1,84
Pinus sylvestris	B	Ps08	C. preparatoria	-0,30	-0,06	-0,24
Pinus sylvestris	B	Ps08	C. diseminatoria	0,07	-0,09	0,15
Pinus sylvestris	B	Ps08	C. final	0,49	-0,45	0,95
Pinus sylvestris	B	Ps09	Clareo	1,37	1,51	-0,14
Pinus sylvestris	B	Ps09	C. por lo bajo (I)	1,82	1,91	-0,09
Pinus sylvestris	B	Ps09	C. por lo bajo (II)	1,30	-0,07	1,37
Pinus sylvestris	B	Ps09	C. preparatoria	0,27	-0,26	0,53
Pinus sylvestris	B	Ps09	C. diseminatoria	-0,07	-0,30	0,23
Pinus sylvestris	B	Ps09	C. final	0,05	-0,02	0,07
Pinus sylvestris	B	Ps10	C. selectiva	1,13	0,76	0,37
Pinus sylvestris	B	Ps11		2,07	1,35	0,72
Pinus sylvestris	B	Ps11	C. por lo bajo	1,87	1,44	0,43
Pinus sylvestris	B	Ps11	C. por lo bajo	1,69	1,33	0,36
Pinus sylvestris	B	Ps11	C. por lo bajo	1,08	-0,19	1,27
Pinus sylvestris	B	Ps11	C. preparatoria	-0,11	-0,09	-0,02
Pinus sylvestris	B	Ps11	C. diseminatoria	0,04	-0,08	0,12
Pinus sylvestris	B	Ps11	C. final	0,29	-0,41	0,70
Pinus sylvestris	C	Ps13	Clareo	0,87	0,81	0,05
Pinus sylvestris	C	Ps13	C. selectiva (I)	0,90	0,91	-0,01
Pinus sylvestris	C	Ps13	C. selectiva (II)	0,66	0,73	-0,07
Pinus sylvestris	C	Ps13	C. selectiva (III)	0,59	-0,70	1,29
Pinus sylvestris	C	Ps13	C. preparatoria	0,14	-0,06	0,20
Pinus sylvestris	C	Ps13	C. diseminatoria	0,11	-0,06	0,17
Pinus sylvestris	C	Ps13	C. final	0,14	-0,54	0,67
Pinus sylvestris	C	Ps14	C. selectiva	0,55	0,33	0,23
Pinus sylvestris	C	Ps15	Clareo	0,87	0,70	0,17
Pinus sylvestris	C	Ps15	C. por lo bajo (I)	0,67	0,80	-0,13
Pinus sylvestris	C	Ps15	C. por lo bajo (II)	0,76	0,81	-0,05
Pinus sylvestris	C	Ps15	C. por lo bajo (III)	0,68	-0,55	1,23
Pinus sylvestris	C	Ps15	C. preparatoria	0,16	-0,06	0,22
Pinus sylvestris	C	Ps15	C. diseminatoria	-0,02	-0,08	0,05
Pinus sylvestris	C	Ps15	C. final	0,03	-0,46	0,49

Tabla 2. Balance del secuestro de carbono según gestión y no gestión por los bosques de pino negral

Especie principal	QE	Modelo ORGEST	Itinerario	Balance de Carbono (t/ha/año)		
				Gestión Modelo ORGEST	Modelo No gestión	Gestión - No gestión
Pinus nigra	A	Pn01	Clareo (I)	5,28	3,37	1,91
Pinus nigra	A	Pn01	Clara selectiva (I)	3,51	3,23	0,28
Pinus nigra	A	Pn01	Clara selectiva (II)	2,44	2,68	-0,24
Pinus nigra	A	Pn01	Clara selectiva (III)	1,23	1,30	-0,07
Pinus nigra	A	Pn01	Corta preparatoria	0,81	0,14	0,67
Pinus nigra	A	Pn01	Corta diseminatoria	-0,02	0,22	-0,24
Pinus nigra	A	Pn01	Corta final	0,63	0,06	0,57
Pinus nigra	A	Pn02	Corta selectiva	1,71	1,38	0,33
Pinus nigra	A	Pn03	Clareo	2,85	3,37	-0,52
Pinus nigra	A	Pn03	Clara (I)	2,62	3,08	-0,46
Pinus nigra	A	Pn03	Clara (II)	2,37	1,09	1,29
Pinus nigra	A	Pn03	Clara (III)	1,29	0,03	1,26
Pinus nigra	A	Pn03	C. preparatoria	1,01	0,10	0,91
Pinus nigra	A	Pn03	C. diseminatoria	-0,03	0,18	-0,21
Pinus nigra	A	Pn03	C. final	0,58	0,04	0,54
Pinus nigra	A	Pn04	Clareo	2,83	2,73	0,09
Pinus nigra	A	Pn04	C. por lo bajo	4,26	2,83	1,43
Pinus nigra	A	Pn04	C. preparatoria	2,67	2,32	0,35
Pinus nigra	A	Pn04	C. diseminatoria	0,56	1,25	-0,69
Pinus nigra	A	Pn04	C. final	0,00	0,28	-0,28
Pinus nigra	A	Pn05	C. selectiva	1,59	1,38	0,21
Pinus nigra	B	Pn06	Clareo	2,62	1,79	0,83
Pinus nigra	B	Pn06	C. por lo bajo (I)	1,98	1,24	0,74
Pinus nigra	B	Pn06	C. por lo bajo (II)	0,75	-0,13	0,87
Pinus nigra	B	Pn06	C. por lo bajo (III)	0,05	-0,15	0,21
Pinus nigra	B	Pn06	C. preparatoria	-0,11	0,06	-0,17
Pinus nigra	B	Pn06	C. diseminatoria	0,15	0,09	0,07
Pinus nigra	B	Pn06	C. final	0,54	-0,03	0,57
Pinis nigra	B	Pn07	C. selectiva	1,41	0,82	0,58
Pinus nigra	C	Pn09	Clareo	1,39	0,72	0,67
Pinus nigra	C	Pn09	C. por lo bajo	1,12	0,63	0,50
Pinus nigra	C	Pn09	C. por lo bajo	0,69	-0,05	0,74
Pinus nigra	C	Pn09	C. preparatoria	-0,02	0,08	-0,10
Pinus nigra	C	Pn09	C. diseminatoria	-0,09	0,07	-0,16
Pinus nigra	C	Pn09	C. final	0,02	-0,12	0,14

Tabla 3. Balance del secuestro de carbono según gestión y no gestión por los pinares de pino carrasco

Especie principal	QE	Modelo ORGEST	Itinerario	Balance de Carbono (t/ha/año)		
				Gestión Modelo ORGEST	Model no gestión	Gestión - No gestión
Pinus halepensis	A	Ph01	Clareo	5,55	3,86	1,69
Pinus halepensis	A	Ph01	Clara mixta	3,39	3,77	-0,38
Pinus halepensis	A	Ph01	Clara por lo bajo (I)	1,69	1,64	0,05
Pinus halepensis	A	Ph01	Clara por lo bajo (II)	0,73	-0,42	1,15
Pinus halepensis	A	Ph01	Corta diseminatoria	-0,09	-0,09	-0,01
Pinus halepensis	A	Ph01	Corta final	1,48	-0,01	1,48
Pinus halepensis	A	Ph02	Clareo	2,85	3,77	-0,92
Pinus halepensis	A	Ph02	C. mixta	2,08	3,30	-1,23
Pinus halepensis	A	Ph02	C. por lo bajo	1,20	-0,32	1,52
Pinus halepensis	A	Ph02	C. diseminatoria	-0,12	-0,02	-0,11
Pinus halepensis	A	Ph02	C. final	1,61	0,14	1,48
Pinus halepensis	A	Ph03	Clareo	4,67	3,87	0,80
Pinus halepensis	A	Ph03	C. mixta	3,51	3,62	-0,10
Pinus halepensis	A	Ph03	C. diseminatoria	-0,39	0,65	-1,04
Pinus halepensis	A	Ph03	C. final	1,41	-0,06	1,47
Pinus halepensis	B	Ph05	Clareo	2,20	1,64	0,55
Pinus halepensis	B	Ph05	C. mixta	1,28	1,49	-0,21
Pinus halepensis	B	Ph05	C. por lo bajo	0,98	0,97	0,01
Pinus halepensis	B	Ph05	C. diseminatoria	-0,26	-0,08	-0,18
Pinus halepensis	B	Ph05	C. final	0,48	-0,07	0,54
Pinus halepensis	B	Ph06	Clareo	2,08	1,64	0,43
Pinus halepensis	B	Ph06	C. mixta	1,03	1,45	-0,42
Pinus halepensis	B	Ph06	C. diseminatoria	-0,07	1,20	-1,26
Pinus halepensis	B	Ph06	C. final	0,60	0,98	-0,38

Tabla 4. Balance del secuestro de carbono según gestión y no gestió por los encinares

Especie principal	QE	Modelo ORGEST	Itinerario	Balance de Carbono (t/ha/año)		
				Gestión Modelo ORGEST	Modelo no gestión	Gestión - No gestión
Quercus ilex	A	Qii01	Corta selectiva	1,28	0,51	0,77
Quercus ilex	A	Qii02	Selección de rebrotes	2,15	1,26	0,88
Quercus ilex	A	Qii02	Cortas de regeneración	3,81	1,09	2,72
Quercus ilex	A	Qii03	Selección de rebrotes	2,74	1,22	1,52
Quercus ilex	A	Qii03	Clara (I)	3,84	1,18	2,66
Quercus ilex	A	Qii03	Clara (II)	0,50	-0,98	1,48
Quercus ilex	A	Qii03	C. regeneración	3,85	-0,14	4,00
Quercus ilex	B	Qii04	Corta selectiva	0,76	0,20	0,56
Quercus ilex	B	Qii05	Selección de rebrotes	1,30	0,32	0,98
Quercus ilex	B	Qii05	C. regeneración	2,40	-0,21	2,62
Quercus ilex	B	Qii06	Selección de rebrotes	0,99	0,32	0,66
Quercus ilex	B	Qii06	Clara (I)	3,82	-0,21	4,03
Quercus ilex	B	Qii06	Clara (II)	0,46	-0,51	0,96
Quercus ilex	B	Qii06	C. regeneración	2,46	-0,17	2,62
Quercus ilex	C	Qii07	Selección de rebrotes	0,92	-0,34	1,26
Quercus ilex	C	Qii07	Clara (I)	1,08	-0,20	1,27
Quercus ilex	C	Qii07	Clara (II)	0,82	-0,26	1,09
Quercus ilex	C	Qii07	C. regeneración	0,57	-0,16	0,73

Tabla 5. Carbono fijado por especie y períodos temporales en las plantaciones

Especie	CO_2 fijado por períodos (t CO_2/árbol)														
	Año10	Año15	Año20	Año25	Año30	Año35	Año40	Año45	Año50	Año55	Año60	Año65	Año70	Año75	Año80
Abies alba	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,03	0,04	0,06	0,08	0,10	0,13	0,16	0,20	0,24	0,29
Acer campestre	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,26	0,36	0,48	0,62	0,77	0,94	1,13	1,33	1,54	1,77
Acer monspessulanum	0,00	0,02	0,05	0,09	0,15	0,23	0,31	0,42	0,53	0,66	0,80	0,95	1,11	1,29	1,47
Acer opalus	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,25	0,35	0,46	0,59	0,73	0,89	1,06	1,24	1,43	1,63
Alnus glutinosa	0,00	0,03	0,08	0,16	0,27	0,41	0,58	0,79	1,01	1,27	1,56	1,87	2,21	2,57	2,97
Arbutus unedo	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,24	0,33	0,44	0,56	0,69	0,83	0,99	1,15	1,32	1,51
Betula pendula	0,01	0,02	0,04	0,08	0,12	0,18	0,24	0,32	0,41	0,50	0,61	0,72	0,84	0,97	1,11
Castanea sativa	0,02	0,07	0,15	0,27	0,42	0,60	0,82	1,07	1,36	1,67	2,02	2,40	2,81	3,24	3,70
Celtis australis	0,00	0,02	0,05	0,09	0,15	0,23	0,33	0,45	0,58	0,73	0,90	1,08	1,28	1,50	1,73
Corylus avellana	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,24	0,33	0,44	0,56	0,69	0,83	0,99	1,16	1,34	1,53
Cupressus sempervirens	0,00	0,00	0,01	0,02	0,03	0,04	0,06	0,08	0,11	0,14	0,17	0,21	0,26	0,30	0,36
Eucalyptus globulus	0,03	0,13	0,32	0,61	1,03	1,61	2,35	3,30	4,46	5,86	7,53	9,51	11,80	14,46	17,50
Fagus sylvatica	0,00	0,00	0,01	0,02	0,03	0,05	0,07	0,10	0,14	0,18	0,23	0,29	0,35	0,41	0,49
Fraxinus angustifolia	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,26	0,37	0,50	0,64	0,80	0,98	1,17	1,38	1,61	1,85
Fraxinus excelsior	0,00	0,02	0,05	0,11	0,19	0,31	0,44	0,61	0,80	1,02	1,26	1,53	1,82	2,14	2,47
Ilex aquifolium	0,01	0,02	0,05	0,10	0,15	0,22	0,31	0,40	0,51	0,64	0,77	0,92	1,08	1,25	1,44
Juglans regia	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,24	0,34	0,46	0,60	0,75	0,92	1,10	1,30	1,52	1,75
Juniperus communis	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,08	0,09	0,11	0,14	0,16	0,19	0,22
Juniperus oxycedrus	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,04	0,05	0,06	0,08	0,09	0,11	0,13	0,16	0,18	0,21
Juniperus phoenicea	0,00	0,01	0,02	0,04	0,05	0,08	0,10	0,12	0,15	0,18	0,22	0,25	0,29	0,33	0,37
Pinus canariensis	0,00	0,01	0,03	0,05	0,08	0,12	0,17	0,22	0,28	0,36	0,44	0,53	0,62	0,73	0,84
Pinus halepensis	0,00	0,01	0,02	0,03	0,05	0,08	0,11	0,15	0,19	0,24	0,29	0,35	0,42	0,48	0,56
Pinus nigra	0,00	0,01	0,02	0,04	0,05	0,08	0,11	0,14	0,18	0,22	0,27	0,33	0,39	0,46	0,53
Pinus pinaster	0,01	0,03	0,06	0,11	0,16	0,23	0,31	0,41	0,51	0,63	0,76	0,91	1,06	1,22	1,39
Pinus pinea	0,01	0,02	0,04	0,07	0,11	0,17	0,23	0,30	0,39	0,49	0,60	0,72	0,85	0,99	1,14
Pinus radiata	0,04	0,18	0,46	0,93	1,62	2,59	3,87	5,50	7,55	10,04	13,05	16,61	20,79	25,65	31,24
Pinus sylvestris	0,01	0,03	0,05	0,07	0,11	0,15	0,20	0,25	0,32	0,39	0,47	0,55	0,64	0,74	0,84
Pinus uncinata	0,01	0,02	0,03	0,04	0,06	0,08	0,10	0,13	0,16	0,19	0,23	0,27	0,31	0,36	0,41
Platanus hispanica	0,01	0,03	0,07	0,13	0,22	0,32	0,46	0,61	0,79	0,98	1,20	1,44	1,69	1,97	2,26
Populus alba	0,06	0,19	0,41	0,71	1,10	1,55	2,08	2,66	3,29	3,96	4,67	5,41	6,17	6,94	7,73
Populus nigra	0,04	0,14	0,29	0,51	0,78	1,10	1,48	1,90	2,37	2,88	3,42	4,00	4,59	5,21	5,85
Populus tremula	0,05	0,20	0,46	0,84	1,33	1,92	2,61	3,37	4,19	5,07	6,00	6,96	7,94	8,95	9,96
Populus x canadensis	0,05	0,17	0,35	0,59	0,89	1,23	1,61	2,02	2,46	2,92	3,40	3,88	4,38	4,88	5,38
Prunus avium	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,26	0,36	0,49	0,63	0,79	0,97	1,16	1,37	1,60	1,84
Prunus spp.	0,00	0,02	0,05	0,09	0,15	0,23	0,32	0,44	0,56	0,71	0,87	1,05	1,24	1,44	1,66
Pseudotsuga menziesii	0,00	0,00	0,01	0,02	0,03	0,05	0,07	0,10	0,13	0,17	0,21	0,26	0,32	0,38	0,45
Pyrus spp.	0,00	0,02	0,05	0,09	0,15	0,22	0,31	0,41	0,53	0,66	0,81	0,97	1,14	1,33	1,53
Quercus canariensis	0,01	0,03	0,07	0,13	0,20	0,29	0,39	0,51	0,64	0,79	0,96	1,14	1,33	1,53	1,75
Quercus faginea	0,00	0,01	0,02	0,03	0,05	0,07	0,10	0,13	0,17	0,22	0,27	0,32	0,38	0,44	0,51
Quercus ilex	0,00	0,01	0,02	0,04	0,06	0,09	0,12	0,16	0,21	0,26	0,32	0,38	0,45	0,53	0,61
Quercus petraea	0,01	0,01	0,03	0,05	0,08	0,12	0,16	0,22	0,28	0,34	0,42	0,51	0,60	0,70	0,81
Quercus pubescens	0,00	0,01	0,03	0,05	0,07	0,11	0,15	0,20	0,26	0,33	0,40	0,48	0,57	0,67	0,78
Quercus pyrenaica	0,00	0,01	0,03	0,05	0,08	0,12	0,17	0,23	0,30	0,38	0,47	0,58	0,69	0,82	0,96
Quercus robur	0,00	0,02	0,04	0,08	0,14	0,21	0,30	0,40	0,52	0,65	0,81	0,98	1,16	1,36	1,58
Quercus suber	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,04	0,05	0,07	0,09	0,12	0,15	0,18	0,22	0,25	0,29
Salix alba	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,25	0,36	0,48	0,62	0,78	0,96	1,15	1,36	1,58	1,82
Salix atrocinerea	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,24	0,33	0,44	0,56	0,69	0,84	1,00	1,17	1,35	1,54
Salix caprea	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,25	0,34	0,46	0,58	0,72	0,88	1,04	1,22	1,41	1,61
Sorbus aria	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,24	0,33	0,44	0,57	0,71	0,86	1,02	1,20	1,39	1,59
Sorbus aucuparia	0,00	0,02	0,05	0,10	0,17	0,25	0,34	0,45	0,58	0,71	0,87	1,03	1,21	1,39	1,59
Sorbus domestica	0,01	0,03	0,06	0,11	0,18	0,26	0,35	0,45	0,57	0,70	0,85	1,00	1,16	1,34	1,53
Sorbus torminalis	0,00	0,02	0,05	0,10	0,16	0,25	0,35	0,47	0,60	0,76	0,93	1,11	1,31	1,53	1,76
Tilia cordata	0,00	0,02	0,05	0,09	0,15	0,23	0,32	0,44	0,57	0,73	0,90	1,10	1,32	1,55	1,81
Ulmus minor	0,01	0,03	0,08	0,15	0,25	0,37	0,51	0,68	0,87	1,08	1,31	1,55	1,82	2,10	2,39

Referencias

Agència de Residus de Catalunya (ARC). 2006. Guia de bones pràctiques per al reciclatge i la recuperació de palets i embalatges de fusta. Depósito legal B-49146-2006.

Ager, A.A.; Finney, M.A.; McMahan, A. J.; Cathcart, J. 2010. Measuring the effect of fuel treatments on forest carbon using landscape risk analysis. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 10: 2515-2526.

Agostini, A.; Giuntoli, J.; Boulamanti, A. 2013. Carbon accounting of forest bioenergy. JRC scientific and policy reports, EU 2014.

Alcasena, F. J.; Ager, A. A.; Salis, M.; Day, M. A.; Vega-Garcia, C. 2018. Optimizing prescribed fire allocation for managing fire risk in central Catalonia. *Sci. Total Environ*, 4, 872-885.

Alcasena, F.; Rodrigues, M.; Gelabert, P.; Ager, A.; Salis, M.; Ameztegui, A.; Cervera, T.; Vega-García, C. 2021. Fostering Carbon Credits to Finance Wildfire Risk Reduction Forest Management in Mediterranean Landscapes. Land,(10) 10: 1104. https://doi.org/10.3390/land10101104

Ameztegui, A.; Torné, G. 2020. Capacitat d'emmagatzematge de carboni de les principals espècies forestals de Catalunya. Informe interno LIFE CLIMARK. 8 pág.

Ameztegui, A.; Rodrigues, M.; Granda, V. Uncertainty of biomass stocks in Spanish forests: a comprehensive comparison of allometric equations. Presentado.

Andrews, P. L.; Heinsch, F. A.; Schelvan, L. 2011. How to generate and interpret fire characteristics charts for surface and crown fire behavior. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-253. Fort Collins, CO: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 40 pág.

Balde, B.; Vega-García, C. 2019. Estimación de emisiones de GEI y sus trayectorias en grandes incendios forestales en Cataluña, España. *Madera y Bosques*, 25, e2521764.

Banqué, M.; De Cáceres, M.; García-Valdés, R.; Martínez-Vilalta, J.; Valentín, J.; Vayreda, J. 2020. FOREStime. Canvi dels serveis ecosistèmics dels boscos de Catalunya al llarg dels darrers 25 anys (període 1990-2014). CREAF-OCCC-CTFC.

Beltrán, M.; Vericat, P.; Piqué, M.; Cervera, T. 2012. Models de gestió per als boscos de pinassa (*Pinus nigra Arn.*): producció de fusta i prevenció d'incendis forestals. Sèrie: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

Beltrán, M.; Vericat, P.; Piqué, M.; Cervera, T. 2011. Models de gestió per als boscos de pi blanc (*Pinus halepensis L.*): producció de fusta i prevenció d'incendis forestals. Sèrie: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

Castellnou, M.; Prat-Guitart, N.; Arilla, E., *et al.* 2019. Empowering strategic decision-making for wildfire management: avoiding the fear trap and creating a resilient landscape. *Fire ecol*,15, 31. https://doi.org/10.1186/s42408-019-0048-6.

Centre National de la Propriété Forestière (CNPF). 2019. Label Bas Carbone. Méthode conversion de taillis en futaie sur souches. Versión de 18/04/2019.

Clinton, N. E.; Gong, P.; Scott, K. 2006. Quantification of pollutants emitted from very large wild land fires in Southern California, USA. *Atmospheric Environment*, 40: 3686-3695.

Correal, E.; Labèrnia, C. 2017. Ús responsable dels productes fusters en elements urbans. Ajuntament de Barcelona.

De Santis, A.; Asner, G. P.; Vaughan, P. J.; Knapp, D. E. 2010. Mapping burn severity and burning efficiency in California using simulation models and Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 114(7): 1535-1545. doi: 10.1016/j.rse.2010.02.008

Departament de Territori i Sostenibilitat. 2001. Guia de càlcul d'emissions de gasos amb efecte d'hivernacle (GEH). Generalitat de Catalunya.

FAO y Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marina de España. 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales. Informe nacional. España. FAO Departamento Forestal.

Gómez, M. 2020. Anàlisi de cicle de vida de productes de fusta derivats de diferents pràctiques de gestió forestal.

Gràcia, C.; Burriel, J. A.; Ibàñez, J.; Mata, T.; Vayreda, J. 2004. Inventari ecològic i forestal de Catalunya. Mètodes. Bellaterra: CREAF. ISBN: 84-932860-2-8.

Gràcia, C.; Sabaté, S.; Vayreda, J.; Sebastià, T.; Savé, R.; Alonso, M.; Vidal, M. 2010. Embornals. En: Segon informe sobre el canvi climàtic a Catalunya. Llebot, J. E. Institut d'Estudis Catalans y Generalitat de Catalunya. 1.152 pág.

Gundersen, P.; Thybring, E.; Nord-Larsen, T.; Vesterdal, L.; Nadelhoffer, K. J.; Johannsen, V. K. 2021. Old-growth forest carbon sinks overestimated. Nature, 591(7851): E21 DOI: 10.1038/s41586-021-03266-z.

Herrmann, S., Kahl, T., Bauhus, J. 2015. Decomposition dynamics of coarse woody debris of three important central European tree species. For. Ecosyst. 2. https://doi.org/10.1186/s40663-015-0052-5.

IPCC. 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Elaborado por el National Greenhouse Gas Inventories Program. 2006. Eggleston, H. S.; Buendia, L.; Miwa, K.; Ngara, T.; Tanabe, K. (eds). Publicado por IGES, Japón.

Jandl, R. 2001. Secuestro de carbono en bosques. El papel del suelo. Taller Internacional sobre secuestro de carbono. IUFRO-RIFALC, Mérida, Venezuela.

Le Quéré, C.; Raupach, M. R.; Canadell, J. G. 2009. Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. *Nature Geoscience*, DOI: 10.1038/ngeo689

Long, J. 1985. A practical approach to density management. *Forest Chronicles*, 61: 23-27.

Luyssaert, S.; Schulze, E. D.; Börner, A.; Knohl, A.; Hessenmöller, D.; Law, B. E.; Ciais, P.; Grace, J. 2008: *Old-growth forests as global carbon sinks*. Nature, 455: 213-215.

Martel, S. 2019. Gestion, âge, CO_2 – que nous apprennent de récentes publications? [Management, age, CO_2 – what can we learn from recent publications?] *Forêt Entreprise*, 245: 59-61.

Martínez, E.; Alonso, L. 2015. Primeras experiencias en la cuantificación de la huella de carbono asociada a tratamientos silvícolas de mejora y prevención de incendios en montes mediterrános en la provincia de Alicante. *Revista Montes*, 120: 6-11.

Mattson, K. G.; Swank, W. T.; Waide, J. B. 1987. Decomposition of woody debris in a regenerating, clear-cut forest in the Southern Appalachians. *Can. J. For. Res*, 17: 712-721. https://doi.org/10.1139/x87-114.

Mayor X.; Rodà, F. 1993. Growth response of holm oak (*Quercus ilex* L.) to commercial thinning in the Montseny mountains (NE Spain).

Miranda, A. I.; Borrego, C.; Sousa, M.; Valente, J.; Barbosa, P.; Carvalho, A. 2005. Model of Forest Fire Emissions to the Atmosphere. Deliverable D252 of SPREAD Project (EVG1- CT-2001-00043). Department of Environmentand Planning, University of Aveiro AMB-QA- 07/2005, Aveiro, Portugal. 48 pág.

Montero, G.; Cañellas, I.; Ruiz-Peinado, R. 2001. Growth and Yield Models for *Pinus halepensis Mill. Invest. Agr.: Sist. Recur. For*, 10(1).

Montero, G.; Ruiz-Peinado, R.; Muñoz. 2005. Producción de biomasa y fijación de CO2 por los bosques españoles. Monografías INIA: Serie Forestal. Ministerio de Educación y Ciencia.

Naaburs, J.; Lindner, M.; Verkerk, P. J.; Gunia, K.; Deda, P.; Michalak, R.; Grassi, G. 2013. First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nature Climate Change*, 1-5.

Nabuurs, J.; Delacote, P.; Ellison, D.; Hanewinkel, M.; Hetemäki, L.; Lindner, M. 2017. By 2050 the Mitigation Effects of EU Forests Could Nearly Double through Climate Smart Forestry. (V8). DOI - 10.3390/f8120484.

Nicholas, E.; Clinton, G. P.; Scott, K. 2006. Quantification of pollutants emitted from very large wild land fires in Southern California, USA. *Atmospheric Environment*, 40: 3686-3695.

Olson, J. S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. Ecology, 44: 322-331.

Palahí, M.; Grau, J. 2003. Site index model and individual-tree growth and mortality models for black pine (*Pinus nigra Arn.*) in Catalonia (Spain). *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 12(1): 137-148.

Palahí, M.; Tomé, M.; Pukkala, T.; Trasobares, A.; Montero, G. 2004. Site Index Model for *Pinus sylvestris* in north-east Spain. *Forest Ecology and Management*, 187(1): 35- 47.

Piqué, M.; Vericat, P.; Cervera, T.; Baiges, T.; Farriol, T. 2011. Tipologies forestals arbrades. Sèries: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

Piqué, M.; Vericat, P.; Beltrán, M. 2017. «Resource communication. ORGEST: Regional guidelines and silvicultural models for sustainable forest management». *Forest Systems*, 26 (2).

Porras, D.; Antón, A.; Savé, R. (no publicado). Actualización de la metodología de impacto ambiental de los bosques mediterráneos gestionados según los criterios ORGEST. Institut de Recerca i Teconologia Agroalimentàries. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

Porras, D.; Rabascall, X.; Cervera, T. 2015. Capacidad de sumidero de carbono de los modelos multifuncionales ORGEST. Documento interno LIFE DEMORGEST.

Porras, D.; Rabascall, X.; Cervera T. 2017. Efectes de la gestió forestal sobre la capacitat d'embornal de carboni dels boscos catalans. *Revista Silvicultura, 73*. Centre de la Propietat Forestal.

Prichard, S. J.; Kennedy, M. C.; Wright, C. S.; Cronan, J. B.; Ottmar, R. D. 2017. Predicting forest floor and woody fuel consumption from prescribed burns in southern and western pine ecosystems of the United States. *Forest Ecology and Management*, 405: 328-338.

Rodrigues, M.; Alcasena, F.; Vega-García, C. 2019. Modeling initial attack success of wild fire suppression in Catalonia, Spain. *Sci. Total Environ*, 2: 323.

Rodríguez, J.; Juanati, C.; Piqué, M.; Tolosana, E. 2005. Tècniques de desembosc en l'aprofitament forestal. Condicionants, mitjans i recomanacions. Exemple a Catalunya. Centre de la Propietat Forestal. Departament de Medi Ambient i Habitatge. Generalitat de Catalunya.

Roux, A.; Dhôte, J.-F. (coords.), Achat, D.; Bastick, C.; Colin, A.; Bailly, A.; Bastien, J.-C.; Berthelot, A.; Bréda, N.; Caurla, S.; Carnus, J. M.; Gardiner, B.; Jactel, H.; Leban, J. M.; Lobianco, A.; Loustau, D.; Meredieu, C.; Marçais, B.; Martel, S.; Moisy, C.; Pâques, L.; Picart-Deshors, D.; Rigolot, E.; Saint-André, L.; Schmitt, B. 2017. *Quel rôle pour les forêts et la filière-bois françaises dans l'atténuation du changement climatique? Une étude des freins et leviers forestiers*

à l'horizon 2050. (What role can the French forestry and timber sector play in attenuating climate change? A study of forest obstacles and leversby 2050). Informe para el Ministerio de Agricultura y Alimentación, INRA/IGN, 101 pàg. + 230 pág. (Anexos).

Ruíz-Peinado, R. 2011. Los bosques y su efecto sumidero de carbono. CIFOR-INIA/IUGFS Situación actual de los bosques: retos y oportunidades. UIMP. Santander.

Ruíz-Peinado, R.; Del Rio M.; Montero, G. 2011. New models for estimating the carbon sink capacity of Spanish softwood species. *Forest systems*, 20(1): 176-188.

Ruíz-Peinado, R.; Montero, G.; Del Rio, M. 2012. Biomass models to estimate carbon stocks for hardwood tree species. *Forest systems*, 21(1): 42-52.

Rüter, S.; Werner, F.; Forsell, N.; Prins, C.; Vial, E.; Levet, A. L. 2016. Climate benefits of material substitution by forest biomass and harvested wood products: Perspective 2030. Clim Wood2030. Final Report, Thünen Report 42, Braunschweig, Alemania. http://dx.doi.org/doi:10.3220/REP1468328990000.

Sathre, R.; O'Connor, J. 2020. Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environmental Science & Policy* 13(2): 104-114.

Stephenson, N. L., et al. 2014. *Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. Nature*, 507: 90-93.

Valada, T.; Cardellini, G.; Vial, E.; Levet, A. L.; Muys, B.; Lamoulie, J.; Hurel, C.; Privat, F.; Cornillier, C.; Verbist, B. 2016. FORMIT Project - Deliverable 3.2 - LCA and Mitigation Potential from Forest Products. (FP7-311970).

Van der Werf, G. R.; Randerson, J. T.; Giglio, L.; Van Leeuwen, T. T.; Chen, Y.; Rogers, B. M.; Mu, M.; Van Marle, M. J. E.; Morton, D. C.; Collatz, G. J.; Yokelson, R. J.; Kasibhatla, P. S. 2017. Global fire emissions estimates during 1997-2016. *Earth Syst. Sci. Data*: 9, 697-720. https://doi.org/10.5194/essd-9-697-2017

Vayreda, J.; Martínez-Vilalta, J.; Gracia, M.; Retana, J. 2012. Forest structure and management interact with recent changes in climate to determine the current forest carbon stock in Peninsular Spain. Global Change. *Biology*, 18: 1028-1041.

Vericat, P.; Beltrán, M.; Piqué, M. 2014. Competition and productivity of Mediterranean Pinus species in mixed forests: basing a particularised silviculture. MedPine5 Conference, comunicació oral.

Wang, S.; Zhang, Y. G.; Ju, W.; Chen, J.; Ciais, P.; Cescatti, A.; Sardans, J.; Janssens, I. A.; Sardans, J.; Fernández-Martínez, M.; Penuelas, J. 2020. Recent global decline of CO_2 fertilization effects on vegetation photosynthesis. Science, DOI: 10.1126/science.abb7772

2

Impacto de la gestión forestal en los recursos hídricos

Capítulo 2

Impacto de la gestión forestal en los recursos hídricos

2.1 Introducción

La relación bosque-agua ha sido objeto de estudio a lo largo del tiempo en el marco de la hidrología forestal, principalmente con el objetivo de regular las avenidas, prevenir la erosión y preservar la calidad del agua. No ha sido hasta más recientemente cuando se ha puesto el foco en la relación existente entre la superficie y estructura del bosque y los recursos hídricos provistos por el ecosistema. En Cataluña estudios sucesivos (Gallart y Llorens, 2004; Gallart *et al.,* 2011; Gallart *et al.,* 2013) han permitido constatar cómo los efectos combinados del cambio climático y el incremento de extracciones sobre la disponibilidad de agua, se han visto amplificados por los cambios de usos del suelo vinculados al abandono rural. En concreto, la expansión espontánea de los bosques en antiguos pastos y tierras agrícolas se señala como una causa importante de la reducción de hasta el 20-30% en la escorrentía de agua en los ríos y la infiltración de aguas subterráneas (agua azul) observada en Cataluña en los últimos 25 años.

La gestión forestal, al reducir temporalmente la cubierta forestal, puede influir en la provisión de agua azul porque se reducen la intercepción y la evapotranspiración y aumentan la infiltración y la escorrentía (Yan *et al.,* 2012). Las revisiones bibliográficas disponibles estiman un aumento de agua azul atribuible a las claras de 100-200 mm/año en el año de la actuación y hasta de 400 mm/año en conversiones permanentes a pasto (García *et al.,* 2017). Sin embargo, una reducción de la cubierta forestal excesiva o drástica (por ejemplo, a causa de un incendio) puede comportar un aumento de la erosión con la consiguiente pérdida de calidad del agua; cuando se logra un equilibrio, la gestión forestal es capaz de abastecer madera, aumentar los recursos hídricos, preservar la calidad del agua y regular la temporalidad de los flujos de agua.

En los bosques mediterráneos, donde el agua es clave, la gestión forestal debe tener en cuenta los compromisos entre agua y vegetación; es lo que se conoce como «gestión forestal ecohidrológica» (Del Campo *et al.,* 2019). Esto significa, entre otras cosas, gestionar la biomasa forestal para dar forma a las relaciones árbol-suelo-agua modificando la cubierta arbórea y la composición de las especies según el equilibrio local entre la disponibilidad y el consumo de agua. En este sentido, se considera que estrategias como la apertura del dosel mediante claras de diferente intensidad, la recuperación de pastos y la selección de las especies son efectivas tanto para combatir la escasez de agua, al aumentar la recarga de ríos y acuíferos, como para aumentar la resiliencia y la adaptación al cambio climático, al mejorar la vitalidad de los árboles restantes y su eficiencia en el uso del agua (Bart *et al.,*

2021). Más allá del impacto potencial, más o menos importante, sobre la disponibilidad de agua para el consumo humano, los efectos de la gestión forestal sobre el agua a escala local pueden ser relevantes para el mantenimiento de hábitats acuáticos en tramos fluviales de cabecera, balsas y humedales que sustentan hábitats y especies de elevado interés ambiental.

Las intensidades y estrategias de gestión forestal ecohidrológica óptimas varían en función de las características del ecosistema y la especie arbórea dominante, incluso dentro de la misma cuenca o región. La metodología aquí presentada se centra en la evaluación indirecta del impacto que diferentes intensidades de clara tienen sobre la provisión de agua azul, bajo diferentes condiciones bioclimáticas.

2.2 La modelización hídrica

El agua exportada (o agua azul) corresponde a la diferencia entre el volumen de agua de la precipitación y el volumen que la vegetación evapotranspira o intercepta con sus copas. En el total del agua que precipita se pueden diferenciar 4 grandes componentes:

1. La parte interceptada por las copas y los troncos.
2. La parte incorporada y evapotranspirada por la vegetación.
3. El agua que circula pendiente abajo en forma de escorrentía directa.
4. Una última parte de infiltración y escorrentía subterránea.

Los dos primeros componentes son usados por la vegetación (agua verde) y los dos segundos son lo que llamamos agua azul (*FOREStime*, Banqué *et al.,* 2020).

En el marco del proyecto LIFE DEMORGEST (2012-2017), se simuló el balance hídrico según distintos escenarios de gestión y de no gestión forestal aplicando el simulador GOTILWA+ (CREAF, 2005), que simula el flujo de agua en una masa forestal a lo largo del tiempo, en condiciones ambientales cambiantes, como las debidas a la gestión o al cambio climático. Este modelo se aplicó a las 5 especies arbóreas más presentes en Cataluña y el período de tiempo analizado fue de 150 años. Globalmente los resultados indicaron **un aumento del agua azul del 14% de media en la gestión de pinares** (siendo los valores más elevados en pino carrasco y los menores en pino negral, figura 1) y ningún aumento significativo en la gestión de encinares para este período.

De acuerdo con este estudio, se pudo observar que el tipo de gestión y la calidad de estación (indicador de la capacidad productiva de un sitio para una determinada especie forestal y producto) afectaban a esta variable, tal y como se puede observar en los modelos ORGEST de pino negral (figura 1), siempre favorable comparándolo con la no gestión.

En 2020, a partir del **simulador MEDFATE** (De Cáceres *et al.,* 2015) se ha calculado el impacto de la gestión en rodales donde se ha actuado, en el marco del LIFE CLIMARK, aplicando tratamientos ORGEST, y se han observado diferencias significativas antes y después de los tratamientos en cuanto a los recursos hídricos liberados (trabajo efectuado por De Cáceres el 2019, *Summary of simulations on CLIMARK forest plots*, en el marco del proyecto LIFE CLIMARK, no publicado). El modelo MEDFATE es un modelo mecanicista a escala de rodal que obtiene un balance hídrico simulando diariamente la intercepción, infiltración, escorrentía,

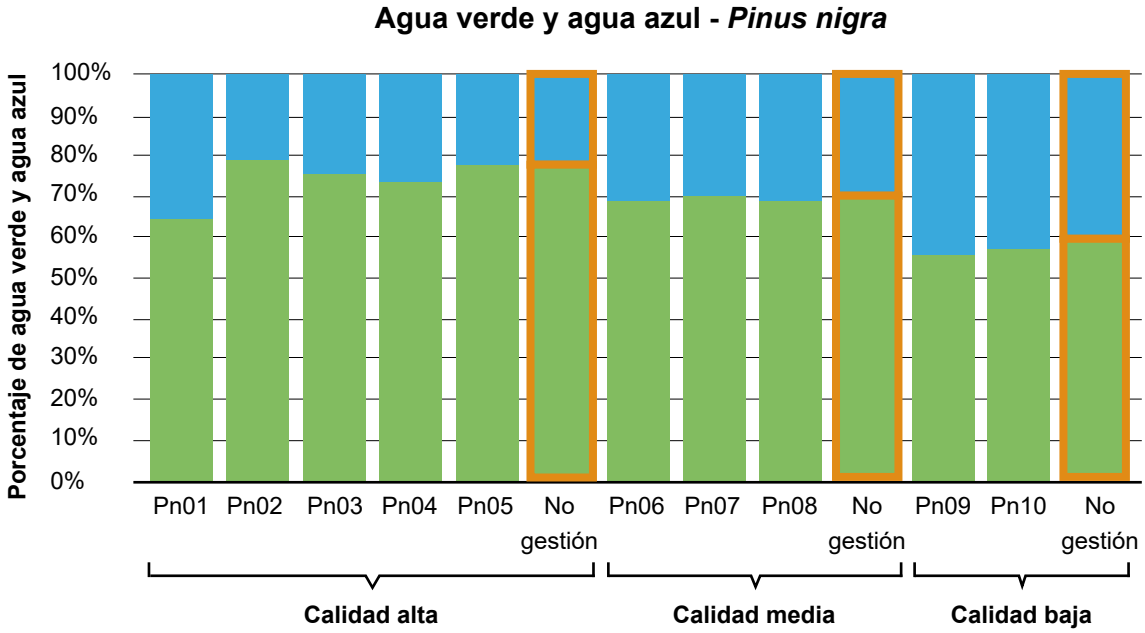

Figura 1. Ejemplo de los resultados obtenidos con la aplicación del simulador GOTILWA en diversos escenarios de gestión, aplicando los modelos de referencia ORGEST, y de no gestión, en una masa de pino negral.

percolación, evaporación del suelo y transpiración de la vegetación arbórea y arbustiva. Las simulaciones realizadas en estos rodales se han obtenido con datos climáticos históricos del período 1990-2018, aplicados a los datos estructurales de cada rodal, preactuación y posactuación. La aplicación de los distintos tratamientos ha aumentado el agua azul entre 26 y 367 mm/año (un incremento medio del 80% en los 12 rodales del proyecto) debido a una disminución de la intercepción y más infiltración. El beneficio simulado ha sido mayor en las cortas más intensas de pino silvestre y en las zonas de mayor pluviometría.

Sobre la base de estas modelizaciones, se ha podido observar cómo los modelos ORGEST proporcionan un impacto positivo en cuanto al aumento del agua azul, y se ha buscado a partir de ahí una metodología fácil y transparente para calcular en cada momento este servicio ecosistémico. Sin embargo, hay que tener en cuenta que las ganancias pueden manifestarse de manera clara en la mejora de la humedad del suelo, mientras que son más difíciles de detectar en los caudales circulantes, en el beneficio para las fuentes o en el incremento del nivel freático, sobre todo cuando el impacto de la gestión se produce a escala de rodal.

Hablamos, en general, de más recursos de agua azul, sin detallar qué parte es de agua circulante.

Sin embargo, en el marco del mismo proyecto LIFE CLIMARK, se han monitorizado 2 actuaciones (en Vallcebre y La Llacuna) para detectar posibles variaciones en los niveles freáticos debidas a la gestión. En La Llacuna, los 3 primeros años posteriores a la actuación se ha observado un aumento de agua azul del orden del 9 al 12% (10-15 mm/año), muy similar al que también se obtiene con simulaciones hidrológicas ajustadas a partir de estos datos reales de monitoreo. Estos valores entran dentro del rango de los valores obtenidos con la metodología general propuesta aquí, cuando se aplica a las condiciones de aquel rodal y actuación (5,4 o 29,7 mm/año, en función del IH escogido).

2.3 Metodología para estimar el impacto de la gestión en el agua exportada

La metodología desarrollada se basa en el trabajo llevado a cabo en el informe *FOREStime* (Banqué *et al.,* 2020) sobre la evolución de los servicios ecosistémicos en Cataluña en los últimos 25 años. En este informe se calcula el valor del agua azul generada en cada parcela catalana del Inventario Forestal Nacional (IFN) mediante la aplicación del simulador MEDFATE, desarrollado por De Cáceres *et al.* (2015), para comparar la evolución de esta variable entre 2 períodos separados por 25 años, 1988-1992 y 2012-2016.

A partir del global de los datos de agua exportada (m^3/ha y año) generados en los dos períodos de estudio indistintamente, se elabora una metodología propia que relaciona los valores de agua exportada obtenidos en las parcelas del IFN, por un lado, con variables ambientales como la precipitación (P) y la evapotranspiración potencial (ETP) para recoger la variabilidad espacial y, por otra, con variables estructurales o de masa, como son el área basal (AB) descriptiva de la gestión forestal, y la formación

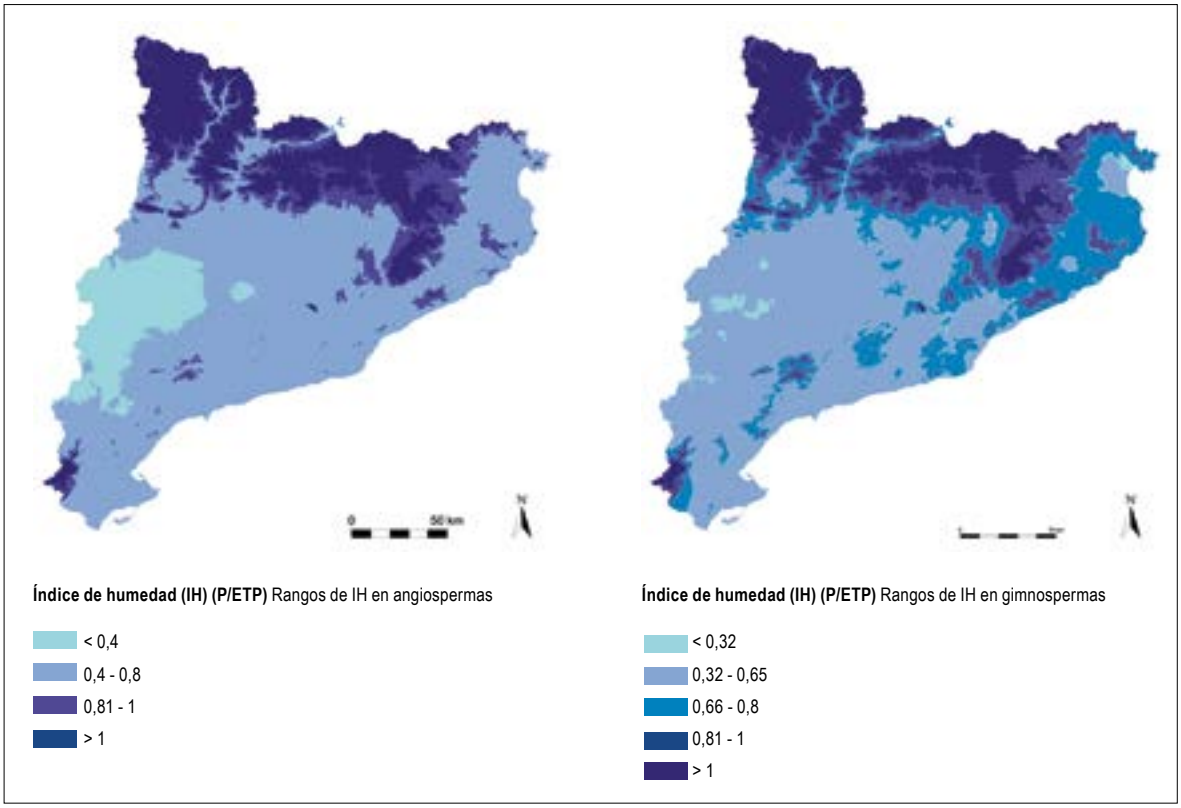

Figura 2. Mapas de las categorías del Índice de humedad (IH) para Cataluña, según los rangos en angiospermas y gimnospermas.
Fuente: elaboración propia a partir de los valores de P y ETP del Atlas Climático Digital de Cataluña del Servicio Meteorológico de Cataluña (2001).

Tabla 1. Regresiones logarítmicas para estimar el agua exportada (Y) en m^3/ha según valor de IH y AB (m^2/ha) en angiospermas

Grupo	Angiospermas		
Especies forestales	*Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Quercus* sp, *Fraxinus* sp, *Fagus sylvatica*, *Castanea sativa*, *Corylus avellana*, *Acer* sp, *Alnus glutinosa*, *Betula* sp.		
IH 0,4 - 0,8	y = -559,3ln(x) + 2275,4	R^2= 0,9419	n= 525
IH 0,81 - 1	y = -812,8ln(x) + 3096,6	R^2= 0,9577	n= 452
IH 1,01 - 1,94	y= -1000ln(x) + 4456,1	R^2= 0,7375	n= 365

Tabla 2. Regresiones logarítmicas para estimar el agua exportada (Y) en m^3/ha según valor de IH y AB (m^2/ha) en gimnospermas

Grupo	Gimnospermas		
Especies forestales	*Pinus nigra, Pinus sylvestris, Pinus halepensis, Pinus pinea, Pinus uncinata, Abies aba, Larix decidua, Pseudotsuga menziesii*		
IH 0,32 - 0,65	y = -546,5ln(x) + 1678,4	R^2= 0,9212	n= 621
IH 0,66 - 0,8	y = -781,3ln(x) + 2644,8	R^2= 0,9569	n= 525
IH 0,81 - 1	y= -682,6ln(x) + 3897,9	R^2= 0,8820	n= 521
IH 1,01 - 1,13	y= -920,2ln(x) + 6190,1	R^2= 0,8243	n= 352

forestal, que recoge la diferente respuesta de las especies al uso del agua.

En lo relativo a las variables ambientales, se utiliza el índice de humedad (IH), que se obtiene de la relación P/ETP, valores obtenidos del Atlas Climático Digital de Cataluña (Servicio Meteorológico de Cataluña, 2001). Para la ETP existen diferentes metodologías de cálculo, y aquí se ha optado por la de Hargreaves y Samani (1985), que es la utilizada en el informe *FOREStime*, para obtener valores comparables. Tanto en esta metodología como en el informe, los datos de P y ETP provienen de las mismas fuentes (de las estaciones de la Agencia Estatal de Meteorología), y a partir de ellos se lleva a cabo una interpolación espacial para dar resultados continuos en forma de mapa. No obstante, se obtienen en momentos y procesos diferentes, lo que puede acarrear algunas diferencias en los valores, sobre todo en zonas con pocas estaciones.

Los valores de IH menores de 1 indican que la demanda evaporativa media supera la precipitación media. Según la clasificación UNEP-FAO (Nicholas *et al.,* 1997) estaríamos en zona seca-subhúmeda cuando el valor está por debajo de 0,65 y por encima de ese valor estaríamos en zona húmeda. Estos umbrales se han utilizado para definir las categorías de IH consideradas, ajustándolos en algún caso en función de la muestra obtenida (n) (valores menores de 0,65, entre 0,66 y 0,8, entre 0, 81 y 1 y valores superiores a 1). En esta metodología se ha elaborado un mapa con esta clasificación (figura 2).

En cuanto a las variables estructurales, aunque la variable más directamente relacionada con el uso del agua por la vegetación es el índice de área foliar (LAI, por su sigla en inglés), dada su dificultad de medición y disponibilidad, se pueden encontrar referencias en las que, en aplicaciones prácticas, se ha sustituido por el área basal (AB) al ser una variable estructural más fácil de medir y de uso común en el ámbito forestal, e igualmente correlacionada con el LAI. Así, por ejemplo, Winckler *et al.* (2010), en una recopilación de estudios hidrológicos efectuados en Canadá, describen la relación encontrada entre AB y agua exportada, en la que el rendimiento de agua de una cuenca aumentaba a razón de 3 mm por cada punto de AB porcentual que se extraía al aplicarse cortas selectivas. Para el análisis, los datos de AB del IFN se han agrupado en categorías en intervalos de 5 m^2/ha (< 10, 10-15, 15-20, 20-25, 25-30, 30-35, 35-40 y > 40) y se han separado en dos grupos, angiospermas y gimnospermas.

Los resultados han sido diferentes regresiones logarítmicas a partir de estos dos grupos, según IH y AB (tablas 1 y 2 y anexos). En las angiospermas, los valores de IH inferiores a 0,65 representan el 18% del total de la primera muestra (95 parcelas entre 0,4 y 0,8). En las gimnospermas, forman un grupo distinto, una muestra de 621 valores. En cuanto a los valores de IH por encima de 1, en las angiospermas la media se sitúa en 1,17, y uno de los valores llega a 1,94, mientras que en las gimnospermas el valor máximo no pasa de 1,13.

2.4 Cálculo del indicador de provisión de agua

El impacto de la **gestión forestal** sobre la provisión de agua se obtiene calculando la diferencia de agua exportada en un escenario de no gestión respecto a un escenario de gestión. Así, se compara el agua exportada en un bosque con una determinada AB (AB inicial = valor de no gestión), con el agua exportada en ese mismo bosque poscorta (AB final = valor bosque gestionado). Los valores (m^3/ha y año) se obtienen aplicando la ecuación de regresión correspondiente —según especie e IH— en cada AB.

Impacto de la gestión sobre H_2O exportada = (m^3 H_2O $_{postcorta}$ - m^3 H_2O $_{iniciales}$) X n/2

Sin embargo, la nueva estructura forestal creada no es fija, sino que va evolucionando en el tiempo a medida que los árboles van creciendo, de modo que llega un punto en que se recuperan los valores de AB iniciales. Aquí consideramos que esta evolución es lineal y que el punto final coincide con el momento en que es recomendable volver a intervenir en el bosque de acuerdo con los modelos silvícolas ORGEST.

Por ello, para obtener el volumen de agua adicional generado (m^3/ha) como consecuencia de la gestión, en todo el período, se calcula la diferencia de valor de agua exportada en el momento posactuación respecto a la situación previa, y se multiplica por la mitad del número de años del período considerado (n años/2), ya que se considera que en el año de la actuación (año 0) el incremento será máximo, mientras que en el año n (final del período) el incremento respecto a la situación inicial es cero.

Como ejemplo, aplicando las regresiones a un pinar puro de pino carrasco con un IH de 0,66, un área basal inicial de 24 m^2/ha y un área basal final, postratamiento, de 14,4 m^2/ha, se obtendría una ganancia de 399 m^3/ha y año (= 39,9 mm el primer año). Si el período evaluado es de 12 años, entonces el impacto global de la gestión aplicada sería de 399 m^3/ha*12/2 = 2.394 m^3/ha totales (= 239,4 l/m^2 = 239,4 mm), que representan una media de 20 mm/año para los 12 años evaluados (39,9 mm en el primer año y 0 mm en el último).

En el caso de **masas mixtas**, la regresión se aplica por cada especie con los datos del conjunto de la masa y después se pondera por el área basal de cada una y se obtiene el sumatorio final. Cuando los valores iniciales de agua azul son negativos (situación de estrés hídrico), solo se considera como agua azul generada el volumen en positivo (por encima de cero) aunque la actuación compense el estrés hídrico preexistente.

En el caso de **plantaciones,** la mayoría de referencias consultadas, principalmente de Chile y Australia, indican que en los primeros años de la plantación no hay efecto sobre los caudales (p. e. Prado, 2015), incluso en especies de crecimiento rápido. Es a partir de los 5-10 años y hasta los 30-35 cuando existe el máximo crecimiento y el máximo impacto en el agua azul. En una revisión de China y EE. UU. (recogida en Yan, 2021) se sugieren valores de reducción media de agua azul de 10-50 mm/año en zonas semiáridas (50%) y hasta de 300 mm/año en zonas húmedas (30%), teniendo en cuenta que son más importantes en coníferas que en frondosas. A falta de referencias para especies de crecimiento lento y Europa, se valora proponer la opción conservadora de suponer una **reducción estándar de agua azul al año n** (= momento del primer clareo, estimado a 15-20 años) como sigue:

- **Para las plantaciones de enriquecimiento** (aprox. 100 árboles/ha en zonas ya arboladas) suponiendo que se aumenta en 5% el AB (1 punto AB sobre una AB inicial de 20) = **100 m^3/ha** (=10 mm al año 15-20).
- **Para las plantaciones agroforestales** (100 árboles/ha en campos de cultivo) = **250 m^3/ha** (= 25 mm al año 15-20).
- **Para las plantaciones forestales** (400-900 árboles/ha en erial es no arbolados)=**500 m^3/ha** (= 50 mm al año 15-20).

Los valores son aproximados y se basan en el análisis de los datos *FOREStime* (de donde se estima que por cada aumento del 1% del AB, el consumo de agua aumenta entre 1 y 2 mm [10-20 m^3/ha]) y en las referencias bibliográficas disponibles.

Sobre estos valores se aplicaría la misma lógica que en el caso de las claras, pero suponiendo que hasta el año 10 no existe afectación en el agua azul (de acuerdo con la bibliografía). Es decir, t_{10} = reducción cero y t_n = reducción máxima. Por tanto, para obtener el valor global de reducción de agua azul debida a la plantación en todo el período considerado se multiplicaría por (n-10)/2.

ANEXOS

Figuras de las regresiones logarítmicas del agua exportada en angiospermas y gimnospermas

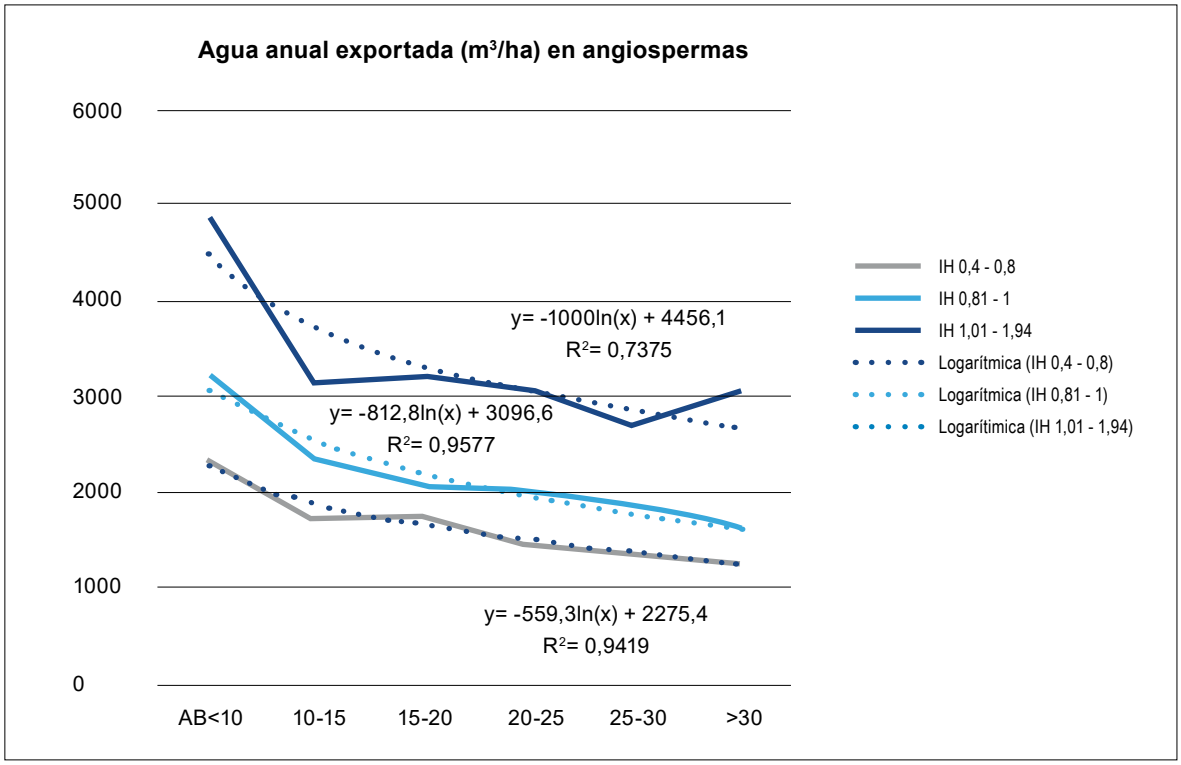

Figura 1. Regresiones logarítmicas IH y AB en angiospermas.
Fuente: elaboración propia a partir del estudio *FOREStime* (Banqué *et al.,* 2020; De Cáceres, 2015)

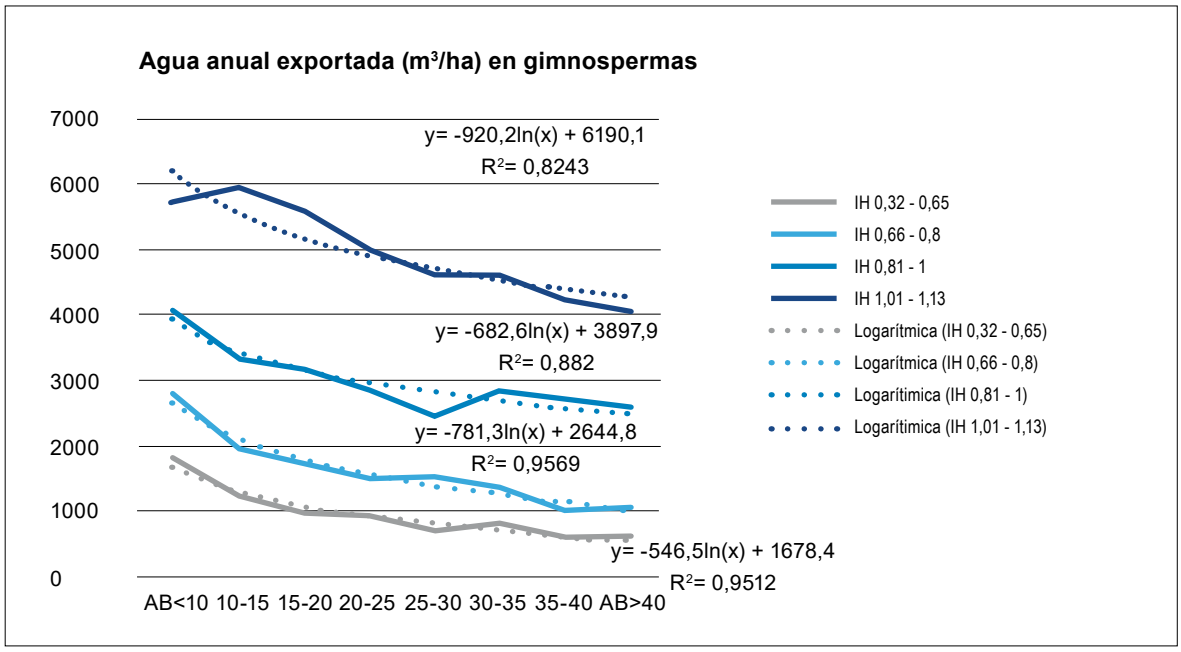

Figura 2. Regresiones logarítmicas IH y AB en gimnospermas.
Fuente: elaboración propia a partir del estudio *FOREStime* (Banqué *et al.,* 2020; De Cáceres, 2015).

Referencias

Banqué, M.; De Cáceres, M.; Ainsa, García-Valdés, R.; Martínez-Vilalta, J.; Valentín, J.; Vayreda, J. 2020. *FORESTime*. Canvi dels serveis ecosistèmics dels boscos de Catalunya al llarg dels darrers 25 anys (període 1990-2014). CREAF-OCCC-CTFC.

Bart, R.; Ray, R.; Conklin, M.; Safeeq, M.; Saksa, Ph.; Tague, C.; Bales, R. 2021. Assessing the effects of forest biomass reductions on forest health and streamflow. https://doi.org/10.1002/hyp.14114

De Cáceres, M.; Martinez-Vilalta, J.; Coll, L.; Llorens, P.; Casals, P.; Poyatos, R.; Pausas, J. G.; Brotons, L. 2015. Coupling a waterbalance model with forest inventory data to predict drought stress: The role of forest structural changes vs. climate changes. *Agric. For. Meteorol*, 213: 77-90. DOI:10.1016/j.agrformet.2015.06.012.

Del Campo, A. D.; González-Sanchis, M.; Ilstedt, U.; Bargués-Tobella, A.; Ferraz, S. 2019. Dryland forests and agrosilvopastoral systems: water at the core. *Unasylva*, 251: 27-35.

Gallart, F.; Llorens, P. 2004. Observations on land cover changes and water resources in the headwters of the Ebro catchment, Iberian Peninsula. *Physics and Chemistry of the Earth*, 29: 769-773.

Gallart, F.; Delgado, J.; Beatson, S. J. V.; Posner, H.; Llorens, P.; Marcé, R. 2011. Analysing the effect of global change on the historical trends of water resources in the headwaters of the Llobregat and Ter river basins (Catalonia, Spain). *Physics and Chemistry of the Earth*, 36: 655-661.

Gallart, F.; Llorens, P.; Manzano, A. 2013. Gestión de la cuenca del Cardener para garantizar los recursos de agua. Conservar aprovechando. Cómo integrar el cambio global en la gestión de los montes españoles. CREAF: 93-97.

Garcia-Chevesich, P. A.; Neary, D. G.; Scott, D. F.; Benyon, T. R. (eds). 2017. Forest management and the impact on water resources: A review of 13 countries. IHP - VIII/Technical Document No. 37. París, Francia: United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization (UNESCO), International Hydrological Program. 203 pág.

Nadal-Sala, D.; Sabaré, S.; Garcia, C. 2014. GOTILWA+: un modelo de procesos que evalúa efectos del cambio climático en los bosques y explora alternativas de gestión para su mitigación. Revista Ecosistemas, 22: 29-36.

Nicholas, J.; Middelton, N. 1997. Atlas Mundial de desertificación. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

Prado, J. A. 2015. Plantaciones forestales, más allá de los árboles. Colegio de Ingenieros Forestales de Chile (CORMA). 167 pág.

Servei Meteorològic de Catalunya. 2001. Atles Climàtic Digital de Catalunya (www.meteo.cat/climatologia/atles_climatic).

UNECE-FAO. 2018. Forests and water. Valuation and payments for forest ecosystem services.

Winkler, R. D.; Moore, T. E.; Redding, D. L.; Spittlehouse, B. D.; Smerdon, B.; Carlyle-Moses, D. E. 2010. A: Pike, R. G.; Redding, T. E.; Moore, R. D.; Winkerand, R. D.; Bladon, K. D. (eds). 2010. Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia. B. C. Min. For. Range, For. Sci. Prog., Victoria, B.C. and FORREX Forum for Researchand Extension in Natural Resources, Kamloops, B. C. Land Manag. Handb., 66. www.for.gov.bc.ca/hfd/pubs/Docs/Lmh/Lmh66.htm

Yan, H.; Wang, S. Q.; Billesbach, D. P.; Oechel, W.; Zhang, J. H.; Meyers, T.; Martin, T. A.; Matamala, R.; Baldocchi, D. D.; Bohrer, G.; Dragoni, D.; Scott, R. 2012. Global estimation of evapotranspiration using a leaf area index-based surface energy and water balance model. Remote Sensing of Environment, 124, 581-595. DOI: 10.1016/j.rse.2012.06.004

Yang, Z.; Hou, F.; Cheng, J.; Zhang, Y. 2021. Modeling the Effect of Different Forest Types on Water Balance in the Three Gorges Reservoir Area in China, with CoupModel. *Water*, 13: 654. https://doi.org/10.3390/w13050654

3

Impacto de la gestión forestal en la biodiversidad

Capítulo 3

Impacto de la gestión forestal en la biodiversidad

3.1 Introducción

Los bosques son los ecosistemas con mayor biodiversidad del planeta, formada por miles de especies de tres grandes grupos: animales, plantas y hongos. Más allá de su indiscutible valor intrínseco, la biodiversidad forestal es el soporte básico para el resto de servicios ecosistémicos que nos ofrece el bosque. En relación con la mitigación del cambio climático, el papel de determinadas especies es clave para garantizar el secuestro continuado de CO_2, por su rol en la regeneración natural (caso de los insectos polinizadores), en el mantenimiento de la fertilidad de los suelos y crecimiento de los árboles (caso de los hongos) o en el control de plagas. En relación con la adaptación al cambio climático, un sistema forestal biodiverso es más resiliente y resistente a sus efectos puesto que promueve diferentes respuestas adaptativas capaces de hacer frente a la incertidumbre asociada a este cambio (Messier *et al.,* 2019).

De acuerdo con los informes recientes, la biodiversidad forestal global muestra cierta estabilidad tanto a escala europea (Pötzelsberger, 2021, a partir de los informes EEA 2020, Forest Europe 2020, Maes *et al.,* 2020 e IPBES 2018) como en Cataluña (informe *Estado de la naturaleza en Cataluña,* 2020, IENC). Por ejemplo, se observa una tendencia a la estabilidad o al alza para la mayoría de pájaros forestales y mejoras en la cantidad de madera muerta y diversidad de especies arbóreas. En cambio, las especies raras o endémicas sí presentan un estado más crítico o en declive, y, en el caso de Cataluña, también las especies ligadas a espacios abiertos como matorrales y eriales. Otra cuestión es si se analiza el estado de los bosques con criterios de madurez, en cuyo caso el 62% de los bosques catalanes muestra un estado desfavorable (IENC, 2020) dada su condición de bosques jóvenes. Igualmente, dentro de los espacios protegidos europeos, se hace referencia a los bosques como los hábitats con mayor necesidad de mejora, y las actividades forestales se siguen considerando como una amenaza sobre todo en cuanto a la retirada de madera muerta y árboles viejos o las cortas a hecho (EEA, 2020).

La conservación de la biodiversidad forestal puede plantearse a partir de dos estrategias: la estrategia de *segregación*, que distingue entre bosques para la conservación (o «evolución natural») y los bosques para la producción (o «gestionados»), y la estrategia de *integración* que prevé, para un mismo bosque, la producción sostenible de múltiples bienes y servicios (Kraus y Krumm, 2013). En cualquier caso, se considera que los bosques gestionados, por su papel de corredores biológicos y por la superficie que ocupan (el 95% de los bosques europeos son considerados seminaturales, con algún grado de intervención humana), desempeñan un papel clave en la conservación de la biodiversidad global que hay que seguir garantizando y potenciando en el contexto de cambio climático (Mauser, 2020).

Silvicultura y conservación de la biodiversidad

La biodiversidad presente en un bosque es resultado de un conjunto de dinámicas complejas en las que las perturbaciones desempeñan un papel fundamental. Las perturbaciones naturales (tormentas, incendios, plagas...) afectan a la estructura del bosque y generan un mosaico de hábitats a escala de paisaje que determinan en gran medida las comunidades de plantas y animales que contienen.

La silvicultura es una perturbación de origen antrópico que busca acelerar o controlar procesos que de manera natural tardarían muchos más años en darse (por ejemplo, la regulación de competencia o la entrada de nuevo regenerado) para lograr un determinado objetivo como la obtención de madera. Mediante el proceso de selección de las especies e individuos que se cortarán, plantarán o favorecerán, la silvicultura no solo impacta sobre aquella especie arbórea, sino que altera el funcionamiento del bosque y la biodiversidad que acoge dadas las numerosas asociaciones huésped-árbol existentes y las distintas condiciones ambientales generadas.

Cualquier actuación silvícola tiene, pues, efectos sobre la biodiversidad, pero el grado y el sentido del impacto pueden variar en función de la intensidad y el tipo de gestión (Chaudhary *et al.,* 2016). Por lo general, los bosques regulares, monoespecíficos, con árboles del mismo rango de edad y gestionados por cortas a hecho (que se podrían asociar a perturbaciones a gran escala), suelen considerarse menos biodiversos que aquellos que consiguen mantener una mayor heterogeneidad y complejidad en el rodal, con árboles de diferentes edades y gestionados por cortas de selección, en los que se extrae cada vez solo algunos individuos y la presencia de la cubierta arbolada y de regenerado es permanente. Sin embargo, una revisión bibliográfica reciente (Nolet *et al.,* 2018) ha concluido lo contrario cuando en el análisis se tiene en cuenta una escala superior a la del rodal de actuación.

La aplicación de técnicas complementarias agrupadas bajo el nombre de silvicultura «de retención» (*retention forestry*, en inglés) o «integrativa» ha demostrado que puede contribuir a aumentar la diversidad global y sobre todo la de aquellas especies más raras que requieren más tiempo para colonizar un hábitat (Kraus y Krumm, 2013; Aggestam *et al.,* 2020). Estas técnicas, que pueden aplicarse

en cualquier enfoque silvícola (Gustafsson *et al.,* 2010, 2020), consisten en mantener o restaurar activamente legados y otros atributos de bosques maduros como árboles viejos grandes, árboles con singularidades poco comunes, madera muerta de grandes dimensiones o apertura de claros, con el objetivo de proveer continuidad en la estructura, la función y la composición del bosque a lo largo de generaciones. Su adaptación a las formaciones mediterráneas se está testando actualmente en el marco del projecto LIFE BIORGEST lifebiorgest.eu.

El objetivo de esta metodología es cuantificar *ex ante* el impacto positivo que tiene una gestión integradora sobre la capacidad de acoger biodiversidad de un bosque, a corto plazo.

3.2 El índice de biodiversidad potencial: una medida rápida y solvente de la capacidad de acoger biodiversidad de un rodal

Para evaluar el efecto de la gestión sobre la biodiversidad total de manera eficiente en relación con su coste, se ha optado por utilizar la metodología del índice de biodiversidad potencial (IBP), un indicador indirecto de la capacidad que tiene un bosque para acoger biodiversidad basado en la evaluación en campo de 10 factores clave.

Este índice tiene su origen en Francia, donde desde el año 2008, el CNPF y el INRAE han trabajado en ello como parte de la aplicación de la estrategia nacional para la biodiversidad francesa (Larrieu y Gonin, 2008; Larrieu y Gonin, 2008; Larrieu *et al.,* 2012). Desde 2011, disponen de una versión adaptada a las condiciones mediterráneas ya utilizada en diferentes regiones (Gonin, Larrieu y Deconchat, 2017). Paralelamente, en Cataluña, el Centro de la Propiedad Forestal (CPF) empezó a trabajar en 2010 en un índice de biodiversidad (Fernández *et al.,* 2013), como cierre a los trabajos que durante una década se habían llevado a cabo sobre gestión forestal y biodiversidad en el marco del Programa de seguimiento de la biodiversidad de los bosques de Cataluña – BIBOCAT. Después de un período de testeo y mejora, en 2019 se cerró la primera versión del IBP para Cataluña, armonizada con los estándares del IBP mediterráneo internacional: el IBP_Cat (Baiges *et al.,* 2019), coordinada por el CPF y el CNPF y consensuada con los diferentes

agentes implicados en la gestión y conservación de los bosques en Cataluña.

El IBP está integrado por 10 factores clave a observar (figura 1): los siete primeros factores, a los que llamamos factores de rodal (IBP_rodal), son los factores sobre los que la gestión tiene más impacto y hacen referencia a elementos clave, presentes en bosques en fase de madurez, los cuales, se ha comprobado, son los atributos que más aportan a la mayor diversidad: árboles grandes, madera muerta, dendromicrohábitats, claros... Si se consigue mantener estos elementos en bosques gestionados, se aumenta enormemente la capacidad de acoger biodiversidad, especialmente de aquellas especies que dependen de ellos en algún momento de su ciclo vital. Los tres últimos son los factores de contexto (IBP_contexto): la continuidad del bosque, que hace referencia a la antigüedad del suelo como suelo forestal sin alteraciones, y la presencia de ambientes acuáticos y rocosos en el rodal, que tienen una diversidad específica asociada.

Para cada uno de estos 10 factores se definen diferentes estados (entre poco y muy favorables a acoger biodiversidad) y se otorga a cada uno un valor numérico (de 0 a 5). La aplicación del IBP consiste en evaluar en campo en cuál de estos estados se encuentra el rodal estudiado, para cada factor, hasta obtener una puntuación global final. Los resultados se dan en forma de valor absoluto del IBP, desagregados en IBP_rodal (7 primeros factores) e IBP_contexto (3 últimos factores) y en porcentaje.

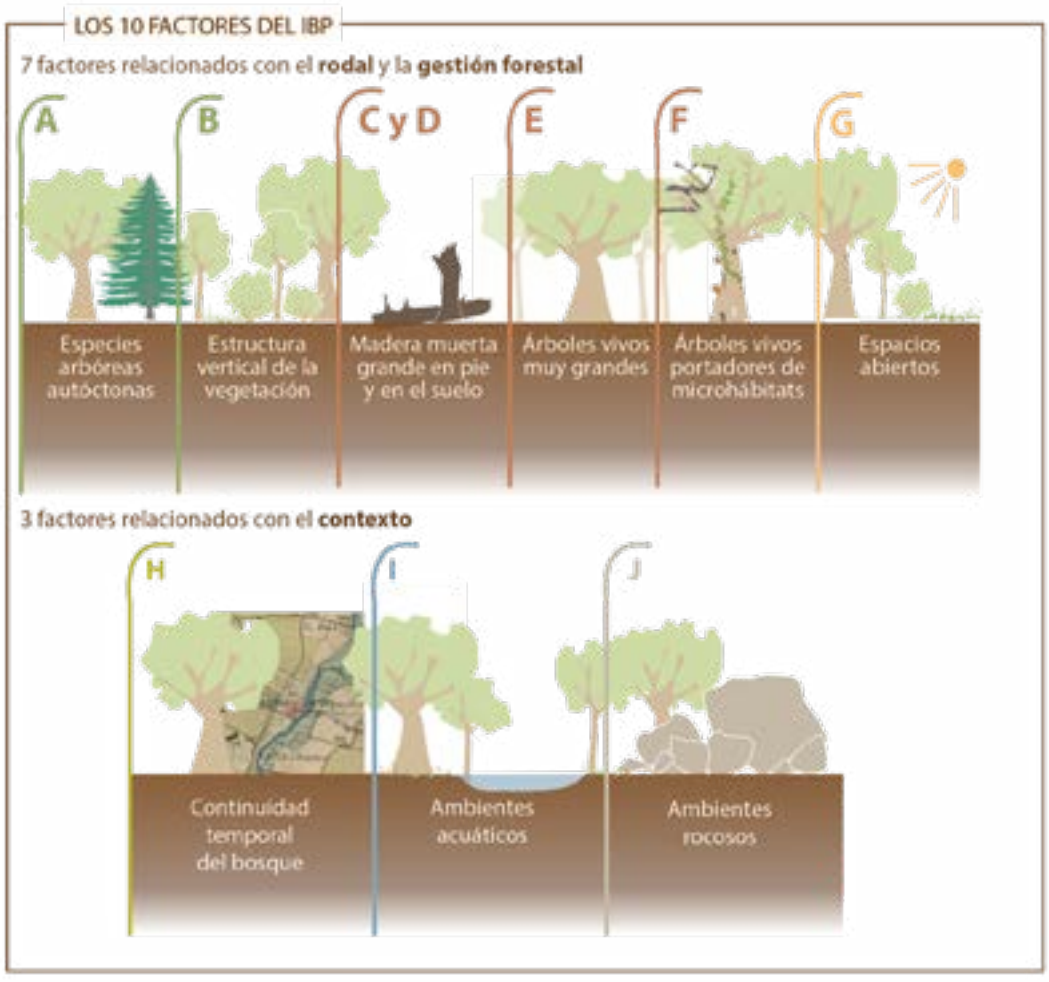

Figura 1. Factores considerados a la metodología IBP. Fuente: Baiges *et al.* (2021), adaptado de Emberger *et al.* (2013).

El IBP está originariamente pensado para que lo usen personas no expertas para facilitar la integración de criterios de conservación de la biodiversidad en la gestión forestal, pero tiene también una importante vertiente pedagógica y de monitorización. Últimamente, junto con esquemas de pago por servicios ecosistémicos (PSE) o estudios de impacto ambiental, también ha proliferado su uso como herramienta para evaluar el impacto de la gestión forestal sobre la biodiversidad. Así, por ejemplo, en el mercado voluntario de créditos de carbono desarrollado en Francia bajo el sello «Bas Carbone» (Decreto núm. 2018-1043 de 28 noviembre de 2018), el IBP se utiliza como un indicador en las medidas *ex post* de las actuaciones de gestión forestal valoradas previamente para definir las actuaciones que hay que efectuar.

La propia metodología del IBP incluye una propuesta de aplicación *ex post* del IBP para evaluar el impacto de una actuación concreta basada en el uso combinado del resultado del IBP y los datos brutos recogidos (Baiges *et al.,* 2021).

Lo que no se ha documentado es su uso en valoraciones *ex ante*, es decir, en la estimación del impacto potencial de una determinada actuación forestal a corto y medio plazo. Esto es lo que se propone en la metodología de cálculo presentada aquí.

3.3 Estimación del impacto de una actuación forestal integradora sobre la biodiversidad

La metodología propuesta es aplicable a escala de rodal de actuación (no se considera la escala de paisaje) y se centra en el impacto de la gestión sobre la diversidad de especies total que podría haber en el rodal (no especies raras o amenazadas), lo que se llama biodiversidad taxonómica ordinaria.

Para la evaluación *ex ante* del impacto de la gestión sobre la biodiversidad se han considerado los dos escenarios siguientes:

- **Escenario de gestión integradora:** se considera la aplicación de una gestión que tiene en cuenta criterios de conservación y mejora de la biodiversidad en la definición de los itinerarios de gestión. Las **acciones de conservación *son prioritarias*** e incluyen la identificación, el marcaje y la retención de elementos que son clave para la presencia de multitud de especies y particularmente de especies poco habituales en bosques gestionados, cuya pérdida es muy difícil de restaurar a corto o medio plazo: árboles de grandes dimensiones, árboles muertos grandes, de pie o en el suelo, o árboles con microhábitats significativos. **En función de las características del bosque, también pueden llevarse a cabo acciones de mejora, que incluyen actuaciones, como**: generación de madera muerta de grandes dimensiones, en pie y en el suelo, plantaciones de enriquecimiento o creación de aberturas pequeñas para la entrada de regenerado, especies florícolas o un nuevo estrato. Se asume que si se aplica una gestión forestal integradora, la capacidad de acoger biodiversidad del rodal debe ser, al menos, igual o superior a la que había antes de la actuación.

- **Escenario de no gestión:** se considera que la capacidad de acoger biodiversidad de un rodal en el que no se interviene ni aumenta ni decrece a corto plazo, sino que se mantiene igual.

Impacto sobre la biodiversidad=
=Capacidad acogida biodiversidad$_{\text{rodal gestionado}}$ -
Capacidad acogida biodiversidad$_{\text{rodal no gestionado}}$

El impacto a corto plazo de la gestión sobre la biodiversidad se estima como la diferencia entre la capacidad de acoger biodiversidad de un rodal en el que se ha aplicado una gestión integradora respecto a la de un rodal en el que no se ha intervenido. Esta diferencia se debe solo a las acciones de mejora, ya que se asume que las acciones de conservación, a pesar de ser el requerimiento imprescindible de la gestión integradora, no implican diferencia alguna respecto a un escenario de no gestión, donde los elementos clave ya existentes igualmente se conservarían[1].

El impacto se expresa en forma de **porcentaje de mejora de la capacidad de acogida de biodiversidad debida a la gestión**, estimada a partir del IBP, y se calcula como sigue:

Impacto sobre la biodiversidad

(% mejora IBP a causa de la gestión)=

$$=(IBP_rodal_{gestionado} - IBP_rodal_{no\ gestionado})/IBP_rodal_{no\ gestionado}$$

Donde:

$IBP_rodal_{no\ gestionado}$, es el diagnóstico IBP_rodal inicial, realizado en campo antes de la actuación.

$IBP_rodal_{gestionado}$, es el valor de IBP_rodal inicial (que se asume que se mantiene porque se han retenido los elementos de valor) al que se añade la suma de las ganancias asociadas a cada una de las actuaciones de mejora propuestas por el gestor (ganancia en puntos IBP, de acuerdo con la tabla 1).

Los factores del IBP susceptibles de ser afectados por la gestión son los factores A, B, C, D y G. A pesar de que la retención de árboles con diámetro inferior, pero cercano a los umbrales considerados en el IBP, puede aumentar el valor del factor E (Árboles grandes) a medio plazo, no se tiene en cuenta en la metodología propuesta ya que se centra en medidas activas fáciles de cuantificar.

Del mismo modo solo se consideran aquellas medidas que generan una mejora significativa en la capacidad de acoger biodiversidad de un rodal (= cambio de valoración en el IBP). Es decir, se excluirían actuaciones que, aunque pueden mejorar cuantitativamente la biodiversidad, no lo hacen de manera cualitativa (por ejemplo, si se genera madera muerta de pequeño tamaño, si en el rodal ya había suficiente para garantizar la máxima diversidad posible de especies ligada a esta, atendiendo a los umbrales establecidos en el IBP). Estas acciones podrían llegar a integrarse utilizando los datos brutos como complemento a la valoración del IBP (p. e., número total de árboles anillados), de modo similar al propuesto en la metodología IBP (Baiges *et al.,* 2021), pero se ha descartado aquí en pro de la sencillez de cálculo y para dar mayor peso al impacto sobre la diversidad de especies y no tanto a la cantidad de individuos de un mismo grupo.

Es importante tener en cuenta dos consideraciones:

- Una puntuación del 0% de mejora no significa que no se haya llevado a cabo una gestión integradora, al contrario, indica que se han conservado todos los elementos clave para la biodiversidad existentes en el rodal, aunque no se hayan generado elementos nuevos. El resultado 0% pone de relieve que no existen diferencias significativas entre la capacidad de acoger biodiversidad del bosque no gestionado y la del bosque que se ha gestionado de forma integradora.

- La estimación del IBP lleva implícita una imprecisión de medida que no se ha tenido en cuenta en esta metodología. Así, se estima que el efecto «observador» puede hacer variar hasta un 10% la puntuación IBP obtenida en campo (Gosselin y Larrieu, 2020).

[1] *Las acciones de conservación habría que considerarlas si se comparara* ***el escenario de gestión*** «***integradora***» *con un* ***escenario de gestión*** «***habitual***»*. En este caso se sugiere dar mayor peso a los bosques donde el esfuerzo de conservar los elementos clave es mayor, aplicando un cociente entre el valor actual de IBP_rodal y el máximo valor IBP_rodal posible (35).*

Tabla 1. Ganancia estimada en los factores del IBP (región mediterránea) que se ven afectados por las medidas de mejora aplicadas

Factores IBP	Puntuación IBP inicial	Medida propuesta	Ganancia en puntos IBP
FACTOR A Especies arbóreas autóctonas	0	Plantación (1)-2 géneros nuevos	1
		Plantación 3-4 géneros nuevos	2
		Plantación 5 o más géneros nuevos	5
	1	Plantación 1-2 géneros nuevos	1
		Plantación 3 o más géneros nuevos	4
	2	Plantación (1)-2 o más géneros nuevos	3
FACTOR B Diversidad de estratos	0,1	Obtención de un estrato nuevo (p.e., por apertura de espacio en el matorral)	1
FACTOR C Madera muerta grande en pie	0	Generación ≥ 1 árbol/ha madera muerta en pie de diámetro 17,5-27,5 cm	1
		Generación ≥ 1-2 árbol/ha madera muerta en pie de diámetro ≥ 27,5 cm	2
		Generación ≥ 3 árbol/ha madera muerta en pie de diámetro ≥ 27,5 cm	5
	1	Generación 1-2 árbol/ha madera muerta en pie de diámetro ≥ 27,5 cm	1
		Generación 3 árbol/ha madera muerta en pie de diámetro ≥ 27,5 cm	4
	2	Generación 3 árbol/ha madera muerta en pie de diámetro ≥ 27,5 cm	3
FACTOR D Madera muerta grande en el suelo	0	Generación ≥ 1 árbol/ha Madera muerta en el suelo de diámetro 17,5-27,5 cm	1
		Generación 1-2 árbol/ha Madera muerta en el suelo de diámetro ≥ 27,5 cm	2
		Generación ≥ 3 árbol/ha Madera muerta en el suelo de diámetro ≥ 27,5 cm	5
	1	Generación 1-2 árbol/ha Madera muerta en el suelo de diámetro ≥ 27,5 cm	1
		Generación ≥ 3 árbol/ha Madera muerta en el suelo de diámetro ≥ 27,5 cm	4
	2	Generación ≥ 3 árbol/ha Madera muerta en el suelo de diámetro ≥ 27,5 cm	3
FACTOR G Espacios abiertos	0	Apertura/limpia espacios por vegetación con flor < 5% superficie	5
	2 (cuando < 1%)	Apertura/limpia espacios por vegetación con flor < 5% superficie	3

* Los **factores E y F** (Árboles vivos grandes y Árboles portadores de microhábitats) no se ven afectados por las medidas de gestión activa aplicadas.

La mejora máxima, en puntos IBP, que podría alcanzarse con la gestión, a corto plazo, sería de 14 puntos (tabla 2) y correspondería a un bosque monoespecífico, cerrado, con árboles grandes y sin madera muerta, en el que, además de conservarse todos los elementos de valor que contiene, se efectúa una plantación mixta de enriquecimiento, se genera mucha madera muerta de grandes dimensiones, en pie y en el suelo, y se crean pequeñas aberturas para que las colonicen plantas con flor y nuevas especies. El margen de mejora mínimo se da, en general, en los extremos, bien porque la puntuación ya es muy alta y no permite mejorar mucho más cualitativamente, bien porque cuando es muy baja, a menudo también hay menos elementos en los que fundamentar la mejora.

En las plantaciones en zona no boscosa, la ganancia máxima es 5, en caso de que se planten especies de 5 géneros diferentes, y la ganancia mínima es 0, si solo se planta 1 especie, lo que en una gestión integradora no se daría (se recomiendan siempre plantaciones mixtas).

En general, el porcentaje de mejora debido a la gestión no superará el 100% excepto en puntuaciones de IBP iniciales muy bajas (< 13 puntos) en las que el margen de mejora sea alto.

Tabla 2. Ganancia máxima alcanzable mediante la aplicación de medidas de mejora activa de la biodiversidad, en función de la capacidad de acogida inicial del rodal (en puntos IBP)

Valor IBP_rodal inicial (puntos IBP)	Puntuación máxima alcanzable IBP_rodal (puntos IBP)	Ganancia máxima (puntos IBP)
0 (forestaciones)	5	**5**
0	12	**12**
1	12	**11**
2	12	**10**
3	12	**9**
4	12	**8**
5	12	**7**
6	12	**6**
7	12	**5**
8	20	**12**
9	20	**11**
10	20	**10**
11	25	**14**
12	25	**13**
13	26	**13**
14	26	**12**
15	26	**11**
16	30	**14**
17	30	**13**
18	30	**12**
19	30	**11**
20	30	**10**
21	35	**14**
22	35	**13**
23	35	**12**
24	35	**11**
25	35	**10**
26	35	**9**
27	35	**8**
28	35	**7**
29	35	**6**
30	35	**5**
31	35	**4**
32	35	**3**
33	35	**2**
34	35	**1**
35	35	**0**

Referencias

Aggestam, F.; Konczal, A.; Sotirov, M., *et al.* 2020. Can nature conservation and wood production be reconciled in managed forests? A review of driving factors for integrated forest management in Europe. Journal of Environmental Management, 268, 110670. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110670

Baiges, T.; Cervera, T.; Palero, N.; Gonin, P.; Larrieu, L. 2019. Posada a punt de l'índex de biodiversitat potencial: un termòmetre per a mesurar la capacitat d'allotjar biodiversitat dels boscos (gestionats) de Catalunya. *Silvicultura*, 80: 26-36.

Baiges, T.; Cervera, T.; Palero, N.; Gonin, P.; Larrieu, L. 2021. Mètodes de camp i aplicacions de l'IBP. En edición.

Brotons, L.; Pou, N.; Herrando, S.; Bota, G.; Villero, D.; Garrabou, J.; Ordóñez, J. L.; Anton, M.; Gual, G.; Recoder, L.; Alcaraz, J.; Pla, M.; Sainz de la Maza, P.; Pont, S. i Pino, J. 2020. Estat de la Natura a Catalunya 2020. Departament de Territori i Sostenibilitat. Generalitat de Catalunya. Barcelona.

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

EEA. 2020. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018 EEA Report n. 10. https://www.eea.europa.eu/publications/state-of-nature-in-the-eu-2020

Emberger, C.; Larrieu, L; Gonin, P. 2013. Dix facteurs clés pour la biodiversité des espèces en forêt: Comprendre l'indice de biodiversité potentielle (IBP). Document technique. Centre National de la Propriété Forestière.

Fernández, M.; Campeny, R.; Baiges, T.; Cervera, T.; Abián, J. L. 2013. Índice de evaluación del potencial de los bosques para la biodiversidad. Actas del VI CFE, 10-14, junio, Vitòria-Gasteiz.

Gonin, P.; Larrieu, L.; Deconchat, M. 2017. Index of Biodiversity Potential (IBP): How to extend it to Mediterranean forests? 5th Mediterranean Forest Week – Agadir; Forêt méditerranéenne t. XXXVIII, 3: 343-350.

Gosselin, F.; Larrieu, L. 2020. Developing and using statistical tools to estimate observer effect for ordered class data: The case of the IBP (Index of Biodiversity Potential). Ecological Indicators 110 (2020), 105884

Gustafsson, L.; Kouki, J.; Sverdrup-Thygeson, A. 2010. Tree retention as a conservation measure in clear-cut forests of northern Europe: a review of ecological consequences, Scandinavian Journal of Forest Research, 25: 4.

Gustafsson, L.; Bauhus, J.; Asbeck, T., et al. 2020. Retention as an integrated biodiversity conservation approach for continuous-cover forestry in Europe. Ambio, 49: 85-97. https://doi.org/10.1007/s13280-019-01190-1

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

Krumm, F.; Schuck, A.; Rigling, A. (eds). 2020. How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe. European Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL), Birmensdorf. 640 pág.

Larrieu, L.; Gonin, P. 2008. L'indice de Biodiversité Potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers; Rev. For. Fr. 06-: 727-748.

Larrieu, L.; Gonin, P.; Deconchat, M. 2012. Le domaine d'application de l'Indice de biodiversité potentielle (IBP). Rev. For. Fr 5-, 64(5): 701-710.

Mauser, H. (ed). 2021. Key questions on forests in the EU. Knowledge to Action 4, European Forest Institute. https://doi.org/10.36333/k2a04

Messier, C.; Bauhus, J.; Doyon, F.; Maure, F.; Sousa-Silva, R.; Nolet, P.; Mina, M.; Aquilué, N.; Fortin, M. J.; Puettmann, K. 2019. The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems*, 6: 21.

Nolet, P.; Kneeshaw, D.; Messier, C.; Beland, M. 2018. Comparing the effects of even and uneven-aged silviculture on ecological diversity and processes: a review. Ecol Evol., 8(2): 1217-26.

Pötzelsberger, E.; Bauhus, J.; Muys, B.; Wunder, S.; Bozzano, M.; Farsakoglou, A-M.; Schuck, A.; Lindner, M.; Lapin, K. 2021. Forest biodiversity in the spotlight – what drives change? European Forest Institute. https://doi.org/10.36333/rs

Life Climark

LIFE CLIMARK (LIFE16 CCM/ES/000065)
es un proyecto LIFE de Mitigación del Cambio Climático,
cofinanciado por el Programa LIFE de la Unión Europea.

Cordinador:

Generalitat de Catalunya
Departament d'Acció Climàtica, Alimentació i Agenda Rural

Centre de la Propietat Forestal

Socios del proyecto LIFE CLIMARK

Generalitat de Catalunya

Oficina Catalana del Canvi Climàtic

CTFC

Universitat de Lleida
Escola Tècnica Superior d'Enginyeria Agrària

Consiglio Nazionale delle Ricerche