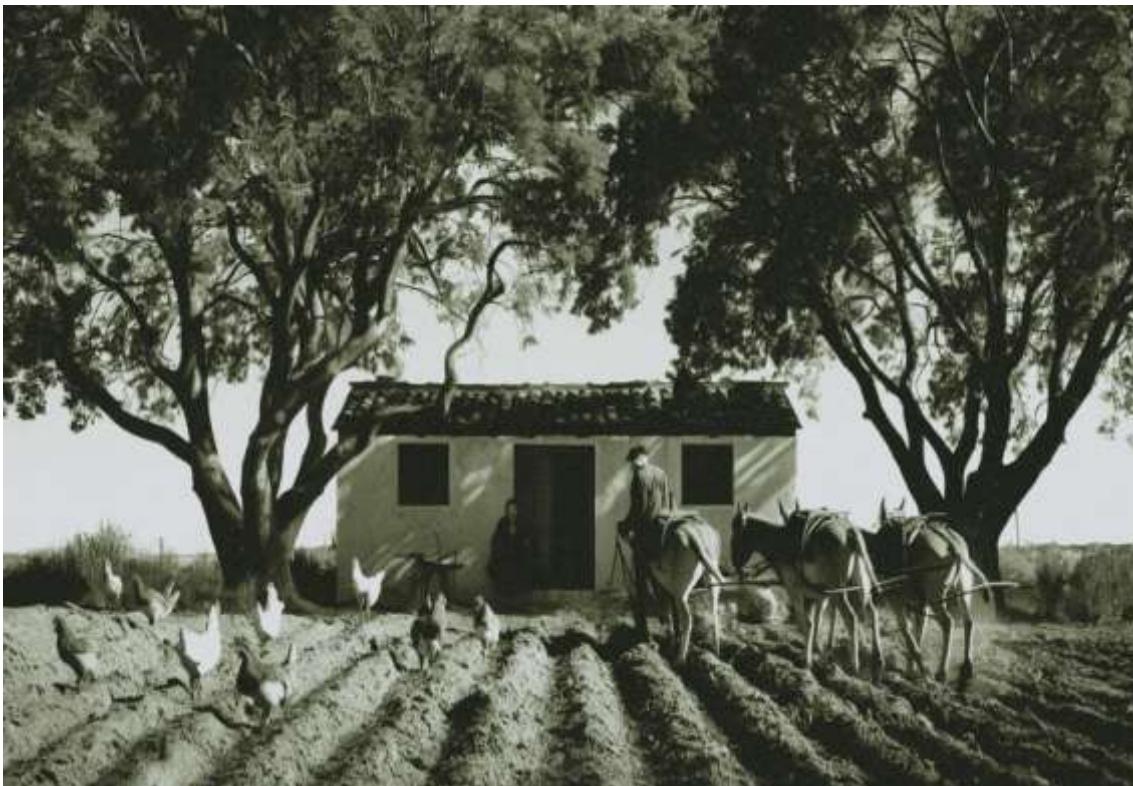




BIO DIVERSE FORESTS
CREATED BY NATURE
SUPPORTED BY SCIENCE

INFORME

“DESMONTANDO FALSOS MITOS REPUTACIONALES DEL EUCALIPTO”



“Eucalipto dando sombra en el campo”

Fecha: 10/02/2025

Autor: *Miguel Ángel Gallardo Macías*



ÍNDICE

	<u>Páginas</u>
1. El eucalipto es una de las especies forestales más estudiadas conforme la bibliografía científica.	1-3
2. Motivos de la introducción del eucalipto en España. Son árboles útiles y saludables.	4-8
3. El eucalipto es el árbol que más CO ₂ absorbe.	8-13
4. Los incendios forestales. El cambio climático está modificando todos los escenarios: “Los árboles van a ser forasteros en su propia casa”.	14-16
5. Datos sobre los bosques en España.	17-26
6. Síntesis	27



1. EL EUCALIPTO ES UNA DE LAS ESPECIES FORESTALES MÁS ESTUDIADAS CONFORME LA BIBLIOGRAFÍA CIENTÍFICA.

En las últimas décadas se ha ido creando un estado de opinión sobre temas medioambientales en general, y sobre aquellos otros forestales en particular, que ha calado hondamente en la sociedad, pero extremadamente distante de los conceptos científicos técnicos y profesionales por los que se rige el sector.

Sin embargo, lo más sorprendente del caso es que, si bien se vienen manteniendo estas mismas acusaciones durante los últimos 50 años, en ese mismo periodo la comunidad científica a nivel internacional no ha cesado de realizar investigaciones y estudios cuyos resultados contradicen plenamente tales acusaciones. No en vano, el género *Eucalyptus* es, a día de hoy, la especie vegetal cuya interacción con el medio natural ha sido estudiada con mayor profundidad y rigor.

Sin embargo, sus conclusiones y resultados apenas han tenido trascendencia alguna para la sociedad, haciendo valer la frase de **Albert Einstein**:

"Es más fácil desintegrar un átomo que un prejuicio".

El **Grupo Empresarial ENCE, SA**, la empresa más importante de gestión forestal en España y una de las más importantes del sector en Europa, transforma la madera del eucalipto en dos productos: *energía renovable a partir de biomasa y pasta de celulosa de alta calidad*.

En Mayo de 2011 desarrolló un **Argumentario del Eucalipto** denominado **"De los mitos sobre el eucalipto"** que adjuntamos como **Anexo I** a este Informe, que por su abundancia y relevancia de referencias bibliográficas en cada uno de sus 8 apartados, desmitifican la argumentación popular sobre el eucalipto en base al rigor de los artículos técnicos y científicos del INIA, del ICONA y otros autores, así pues:

1. El eucalipto no agota el suelo, lo mejora.
2. Debajo del eucalipto sí crecen otras plantas.
3. El eucalipto no es más inflamable que otras especies, un eucaliptal ordenado frena los incendios.
4. El eucalipto no consume más agua que otras especies.
5. El eucalipto no toma el agua de acuíferos profundos.
6. El eucalipto no es autóctono y no es un bosque natural, pero es la especie más eficiente como generador de materia prima en la menor superficie.
7. El eucalipto no es invasor.
8. El eucaliptal no es un desierto verde.



Posteriormente, el argumentario desarrolla los *Principales beneficios ambientales y socioeconómicos del eucalipto, la riqueza generada por ENCE con el eucalipto y la postura de la Compañía sobre el Manifiesto de los Ecologistas.*

Para mayor abundamiento de lo expuesto, y con objeto de responder a posible críticas sobre la imparcialidad del referido argumentario, me remito a la obra “**ANÁLISIS BIBLIOGRÁFICO DE LOS EFECTOS DEL CULTIVO DEL Eucalyptus**” publicada por la Fundación **EDUFORES** en Marzo de 2021, que adjuntamos como Anexo II a este Informe.

En su Prólogo, redactado por **D. José Antonio Prado Donoso**¹ manifiesta:

“Por otra parte, el cultivo de bosques plantados de Eucalyptus, en la mayoría de los países en donde se practica, genera reacciones negativas por parte de la sociedad, alimentadas por una serie de creencias, que en la mayoría de los casos, surgen de la generalización de situaciones reales, pero que sólo se producen cuando las plantaciones se han establecido en sitios (estaciones) inadecuados o cuando no se gestionan de manera apropiada. Estos mitos generan un rechazo a las plantaciones de Eucalyptus por parte de la población, incluyendo, en muchos casos, a quienes deben tomar decisiones o legislar sobre temas que involucran a las plantaciones forestales. Esta visión negativa, en muchos países, se ha extendido a las plantaciones forestales en general.

El presente trabajo, realizado por profesionales con una larga experiencia en sus áreas de especialización, sin duda que representa un enorme aporte al conocimiento de la selvicultura de los eucaliptos, no solo en España, sino que en muchos países en donde se cultivan estas especies. Esta revisión, aun cuando da mayor relevancia a la bibliografía generada en España, hace una gran recopilación de estudios generados en la mayoría de los países en donde la plantación con especies del género Eucalyptus es importante. Se puede decir, sin temor a exagerar, que considera toda la bibliografía relevante que ha generado sobre el tema en los últimos 20 años.

La completitud y seriedad de las revisiones bibliográficas, que cubren los temas de mayor importancia y al mismo tiempo los temas que generan las mayores críticas, ayuda a despejar la mayoría de las dudas que se plantean en relación al cultivo de los Eucalyptus.”

¹ Ex – Director de la División de Evaluación, Manejo y Conservación Forestal de la FAO; Ex – Director de La Corporación Nacional Forestal (CONAF, servicio forestal de Chile); Representante de Chile en las negociaciones de la CMNUCC en cuestiones forestales.



Para finalizar manifestando:

"El Análisis Bibliográfico de los Efectos del Cultivo del Eucalyptus constituye un gran aporte al conocimiento del cultivo de estas especies, clarificando, con información científica recopilada a nivel global y analizada de manera insesgada, una serie de creencias arraigadas en la sociedad, que de alguna manera perjudican un cultivo que tiene el potencial para ser la base del abastecimiento de madera para la producción de pulpa, papel y energía en los años venideros, ayudando a disminuir la presión que genera la creciente demanda por madera sobre los bosques naturales del mundo."

La referida Obra se divide en **15 apartados**, de los cuales por su importancia, nos remitimos a los **apartados 7 al 11** relativos a los **efectos del cultivo del eucalipto sobre el suelo, los recursos hídricos, sobre los incendios, la biodiversidad biológica y el desarrollo rural en la bibliografía científica**:

<u>Capítulo</u>	<u>Páginas</u>	<u>Autores del Capítulo</u>
7. Los efectos del cultivo del Eucalyptus sobre el suelo en la bibliografía científica	29-84	Agustín Merino García (Catedrático de Edafología y Química Agrícola USC (Universidad de Santiago de Compostela))
8. Los efectos del cultivo del Eucalyptus sobre los recursos hídricos en la bibliografía científica	85-116	Juan Carlos Giménez (Universidad de Extremadura)
9. Los efectos del cultivo del Eucalyptus sobre los incendios en la bibliografía científica	117-154	José Antonio Vega, experto senior (Sociedad Española de Ciencias Forestales) Ana Marái Ruiz González (Dpto. de Ingeniería Agroforestal, USP)
		Enrique Jiménez, Cristina Fernández y Jose Mª Fernández Alonso (Centro de Investigación Forestal. Xunta de Galicia)
10. Los efectos del cultivo del Eucalyptus sobre la diversidad biológica en la bibliografía científica	155-181	Victor Sazatornil y Jordi Camprodón (Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Catalunya (CTFC) Solsona (Leida)).
11. Los efectos del cultivo del Eucalyptus sobre el desarrollo rural en la bibliografía científica	182-208	Eduardo Rojas Briales (Universidad Politécnica de Valencia)



2. MOTIVOS DE LA INTRODUCCIÓN DEL EUCALIPTO EN ESPAÑA. SON ÁRBOLES ÚTILES Y SALUDABLES.

Hemos seleccionado dos artículos científicos publicados que justifican el contenido del título de este apartado, y que reflejan las causas de la introducción de esta especie forestal en España y la descripción de sus diferentes utilidades, haciendo énfasis en el mantenimiento de la biodiversidad.

- El artículo publicado en la web de **Xataka** de fecha **18/10/2017** por **Andrés P. Mohorte** bajo el título: ¿La culpa es del eucalipto? Gestionar bien el bosque previene más fuegos que plantar otras especies (<https://www.xataka.com/magnet/la-culpa-es-del-eucalipto-gestionar-bien-el-bosque-previene-mas-fuegos-que-plantar-otras-especies>) recoge:

"Hace siglo y medio, España vivía un intenso proceso de deforestación. A las desamortizaciones liberales que favorecieron el acceso de numerosos ciudadanos a los recursos forestales había que sumar la pérdida de masas boscosas derivadas de las actividades agrícolas y ganaderas, históricas. Bien entrado el siglo XX, el problema era grave: la pérdida de bosques favorecía la erosión y causaba distorsiones en las cuencas hidrálicas de la península.

Tras la Guerra Civil, nació el Plan Nacional de Repoblación, que en una fecha tan temprana como **1940** se planteaba reforestar más de 5 millones de hectáreas a lo largo de cien años. A la altura de 1972, su objetivo se había cumplido casi al 50%, y España había vivido una pequeña fiebre reforestal.

Dos de las principales especies utilizadas para recuperar suelo forestal fueron el **pino** y el **eucalipto**. Contaban con notables tasas de crecimiento y permitían repoblar bosques a gran velocidad, favoreciendo el mantenimiento de ecosistemas claves, frenando la erosión (una cuestión crucial a mediados del siglo XX, en aún pleno trayecto hacia la deforestación), y reduciendo el riesgo de corrimientos de tierras o empobrecimiento de los suelos.

Para 1978, el Congreso ya democrático se planteó continuar con el planteamiento a través de la Ley de Producción Forestal. En especial por su fomento del cultivo del eucalipto y del pino. Aquella ley preveía "cantidades a fondo perdido" de hasta **10.000 pesetas** hectárea para los propietarios que se lanzaran a repoblar con eucalipto. Se generó un incentivo económico.

Un incentivo que ya existía, por otro lado. Que el eucalipto llegara a España no fue ningún giro inesperado del destino: la especie había sido introducida en numerosos climas templados y tropicales a lo largo de todo el mundo, desde



California hasta Georgia pasando por Chile o el Rif, gracias a su rápido crecimiento. Su rudo regeneramiento y las finas propiedades de su madera lo convirtieron en producto **prioritario** para la industria maderera y papelera, e invitaron a muchos propietarios a explotarlo.

A día de hoy, la industria maderera genera unos 20.000 puestos de trabajo en la comunidad, alrededor del 3,5% del PIB y el 10% de su VAB. El eucalipto es importante, pues, y tiene un papel central a la vida económica de muchos entornos rurales en Asturias y Galicia.

En Galicia, con el monte muy fraccionado entre pequeños propietarios, se convirtió en un árbol del que extraer grandes recursos, frente al tradicional roble. También en Portugal y en Asturias. Pero también en el sur: a día de hoy Huelva sigue siendo la provincia donde más monocultivo de eucalipto se da, y el paisaje forestal de algunas partes de la **Andalucía** occidental nada tiene que envidiar al de gran parte de Galicia.

El eucalipto arde... Sobre todo si se abandona.

Hoy el problema de España es el contrario: la reforestación. La pérdida de actividades económicas relacionadas con el bosque, fundamentalmente ganadería y agricultura, ha permitido que las masas forestales se extiendan y se proyecten hasta números hace cien años inimaginables. España es el segundo país de la Unión Europea con más bosques, sólo por detrás de Suecia, y muchos de estos bosques no están **gestionados**.

¿Qué significa esto? Que se abandonan a su suerte, crecen sin supervisión y no son desbrozados o controlados por autoridad alguna. Las condiciones ideales para que se generen incendios en su seno.

Desde que el fuego acaparara la actualidad de Galicia cada verano, se generó un intenso debate académico y conservacionista en torno a la figura del eucalipto. **¿Era el árbol el responsable de la rápida proliferación de incendios en el paisaje gallego o era la mala o nula gestión de sus masas forestales la que provocaba que la comunidad ardiera cada periodo estival?** A nivel popular, la culpabilidad del eucalipto, de rápido crecimiento y adaptado al fuego, ganó peso.



Sin embargo, cabe matizar esta idea. Como explica aquí Javier Madrigal, investigador en la prevención de incendios forestales, **no hay una causa-consecuencia clara entre la presencia de eucaliptos y los incendios.** Estudios como este han buscado determinar la "selectividad" del fuego en función de la especie arbórea, o lo que es lo mismo, la preferencia y el potencial combustible del incendio en función de si se topa con un árbol o con otro.

La clave no es la especie en sí, sino el contexto general de un espacio boscoso, su estructura, y si ha sido gestionado con eficacia.

En su caso, los hallazgos fueron sorprendentes: el matorral mediterráneo, autóctono, podía favorecer más los fuegos que el denodado eucalipto. El árbol australiano, de hecho, presentaba una selectividad similar al de otros árboles presentes en la península. La clave no era tanto la especie sino la gestión: aquellas masas arbóreas, al margen del tipo de árbol, que contaban con planes integrales de mantenimiento eran menos combustibles que aquellas que no. El eucalipto podía favorecer los incendios si, como otros monocultivos, se abandonaba a su suerte.

¿Qué significa gestionar un bosque? En parte, desbrozarlo, pero también generar claros, evitar la densificación e introducir algo de diversidad que limite el monocultivo. Las explotaciones de eucalipto y pino en Galicia son muy jóvenes, de unos diez o veinte años, y abandonadas a su suerte permiten (por la poca densidad de sus copas) el crecimiento de matorral, vegetación y biomasa en el suelo que, muy secos tras temporadas sin lluvias, representan un combustible natural.

Lo que no quiere decir que el eucalipto no tenga un efecto sobre sus ecosistemas. Como explica en su blog otro reconocido experto en gestión forestal y prevención de incendios, Juli G. Pausas, investigador en el Centro de Investigaciones sobre Desertificación (CIDE), la especie (sumada a la de pino) tuvo un papel central en los incendios forestales de Chile del pasado febrero. En una zona tradicionalmente ajena a los incendios forestales masivos, las repoblaciones de eucalipto y pino ejercieron de combustible letal.”



- El artículo publicado en la web del **Colegio Oficial de Oficial de Ingenieros de Montes** con fecha 11/05/2023, por **Juan Andrés Oria de Rueda Salgueiro** (*Profesor de Botánica, Micología aplicada y Conservación de Flora Protegida. Universidad de Valladolid*), bajo el **título: "Los eucaliptos, árboles útiles y saludables para humanos y animales"** (<https://blog.ingenierosdemontes.org/2023/05/los-eucaliptos-arboles-utiles-y-saludables-para-humanos-y-animales/>) recoge:

"Los eucaliptos están en el candelero y no es para menos, pues poseen un alto valor ecológico, ambiental, saludable y socioeconómico, que sobrepasa, y con mucho, a sus pretendidos efectos nocivos. La mayor parte de las personas aprecian al eucalipto como medicinal, por sus potentes efectos curativos de las vías respiratorias frente a catarros y afecciones pulmonares de garganta. Pero veremos que esta utilidad es múltiple y diversa.

La utilidad más común de interés social es el empleo de su celulosa para fabricar el papel tisú. La esencia del eucalipto es famosa por **sus propiedades desinfectantes antivíricas y antibacterianas**, valiosas frente a numerosas enfermedades respiratorias y afecciones de garganta.

Su aprovechamiento controlado en España resulta primordial, pues si se produce de modo racional, como producto de cercanía, **se pueden potenciar sus aspectos positivos antes de importar el papel de lejanos países**, donde no hay control y certificación ecológica de sus plantaciones, como la cuenca amazónica de Brasil, Indonesia o África.

Desde el punto de vista ecológico las plantaciones de eucaliptos son capaces de fijar grandes cantidades de carbono y mitigar de forma destacada el exceso de gases de invernadero y el cambio climático, respecto a otros cultivos agroforestales, a la vez que no requieren productos químicos tóxicos. **Poseen además una gran atracción para la fauna.** Por ejemplo, las amenazadas águilas imperiales ibéricas y las águilas de Bonelli o perdiceras buscan los altos eucaliptos para instalar sus nidos en muchas zonas del centro y sur de España y Portugal, así como otras muchas aves, como los azores en Galicia. **De hecho las únicas poblaciones de águila perdicera en progresión en Europa son las que nidifican en eucaliptos extinguiéndose las de los roquedos.** En otros continentes donde se han plantado eucaliptos son muy buscados por otras rapaces.

En la mitad sur de España, como también en Argentina y Uruguay hace unos 80-100 años se plantaron y cuidaron miles de eucaliptos aislados para refugio del ganado pero también de las personas como trabajadores del campo que **hablaban muy bien de este árbol como lugar de pocos insectos, tábanos y garrapatas.**

Las abejas, abejorros y numerosas especies de mariposas acuden durante todo el año a las aromáticas flores de los eucaliptos, elaborando una exquisita miel apreciada también como medicinal. A su vez, **este árbol hace que por el efecto acaricida del cineol disminuya de modo notable la peste de la varroa, ácaro mortífero para las abejas españolas y otros muchos insectos.**

Unos de los olvidados productos de los eucaliptos son los hongos comestibles muy apreciados. Muchos de ellos son los que se asocian con estos árboles formando micorrizas. Es el caso de diversos rebozuelos (*Cantharellus cibarius* y *Craterellus tubaeformis*) y lenguas de vaca (*Hydnus repandum*) abundantísimos



en la cornisa Cantábrica en pleno invierno. En los eucaliptos de la mitad sur de Portugal y en Huelva proliferan los buscadísimos gurumelos (*Amanita ponderosa*). Estas especies hacen a los árboles extremadamente resistentes a las terribles sequías. Otros muchos hongos comestibles crecen en los tocones y troncos, como el pollo de monte (*Laetiporus sulphureus*), cola de pavo, etc.

Una de las aplicaciones de mayor aprecio de los eucaliptos es el uso de sus plantaciones para limpiar y filtrar las aguas residuales, actuando como verdaderas depuradoras vivas y mejorar el medio ambiente, de indicación especial para los países pobres. Los eucaliptos son capaces, en colaboración con hongos de diversos tipos de micorrizas y bacterias asociadas de depurar prodigiosamente las aguas contaminadas, neutralizando y quebrando las moléculas de sustancias tóxicas, donde representan un peligro para la salud humana y el medio ambiente. Hay que tener en cuenta que, según las Naciones Unidas, un asombroso 80 a 90 por ciento de todas las aguas residuales generadas en los países en desarrollo se vierten directamente en cuerpos de agua superficiales."

3. EL EUCALIPTO ES EL ÁRBOL QUE MÁS CO₂ ABSORBE.

Los bosques existentes son sumideros naturales de fijación de carbono. De ahí su importancia en su preservación y protección. Lo nuevo no hay necesidad de "protegerlo", la biodiversidad sólo existe en lo creado, de ahí la imperiosa obligación de "proTEGER" el bosque, cuya superficie en Europa está creciendo a diferencia del resto de los continentes, no por la intervención del hombre sino precisamente por el abandono de la agricultura y la ganadería, fenómeno que nuestro país, se le ha denominado "*La España Vaciada*".

Independientemente de las características multifuncionales del bosque, y muy lejos de los pensamientos de la época que sirvieron como justificación para la repoblación del eucalipto en España en el siglo pasado, el *Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO)* con motivo del *Real Decreto 163/2014, de 14 de marzo, por el que se crea el registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción de dióxido de carbono*, publicó la "**Guía para la estimación de absorciones de Dióxido de Carbono**" donde se incorpora el **ANEXO** de las Absorciones estimadas (t CO₂/pie) de las especies forestales ordenadas alfabéticamente según su definición etimológica, recogiendo en un tabla la fijación del carbono quinquenalmente a partir del año 20 hasta el año 40 y describiendo la fuente de información, siendo tablas elaboradas en los trabajos realizados por los técnicos científicos, D. *Gregorio Montero, D. Ricardo Ruiz-Peinado y D^a Marta Muñoz* (2.005).



A continuación se recoge el Anexo de la Guía:

GUÍA PARA LA ESTIMACIÓN DE ABSORCIONES DE DIÓXIDO DE CARBONO
B. CÁLCULO DE LAS ABSORCIONES

B 12

ANEXO

Especie	Absorciones estimadas (t CO ₂ /pie)					Fuente
	20 años	25 años	30 años	35 años	40 años	
<i>Abies alba</i>	0,06	0,08	0,10	0,11	0,13	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Abies pinsapo</i>	0,22	0,27	0,33	0,38	0,44	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Acacia spp.</i>	0,03	0,04	0,05	0,05	0,06	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Acer spp.</i>	0,15	0,19	0,22	0,26	0,30	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Alnus altissima</i>	0,03	0,04	0,05	0,05	0,06	Asimilación
<i>Alnus spp.</i>	0,05	0,10	0,16	0,24	0,32	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Amelanchier ovalis</i>	0,04	0,11	0,21	0,35	0,40	Asimilación
<i>Arbutus unedo</i>	0,06	0,07	0,09	0,10	0,12	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Betula spp.</i>	0,06	0,08	0,09	0,11	0,12	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Carpinus betulus</i>	0,06	0,08	0,09	0,11	0,12	Asimilación
<i>Castanea sativa</i>	0,12	0,16	0,19	0,22	0,25	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Ceratonia siliqua</i>	0,06	0,08	0,09	0,11	0,12	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Cedrus atlantica</i>	0,35	0,63	1,30	2,88	3,40	Asimilación
<i>Celtis australis</i>	0,29	0,72	1,01	1,44	1,90	Asimilación
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Cornus sanguinea</i>	0,04	0,11	0,21	0,35	0,40	Asimilación
<i>Corylus avellana</i>	0,08	0,10	0,12	0,14	0,16	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Crataegus spp.</i>	0,04	0,11	0,21	0,35	0,40	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Cupressus arizonica</i>	0,03	0,05	0,06	0,12	0,15	Asimilación
<i>Cupressus macrocarpa</i>	0,03	0,05	0,06	0,12	0,15	Asimilación
<i>Cupressus sempervirens</i>	0,03	0,05	0,06	0,12	0,15	Asimilación
<i>Erica arborea</i>	0,04	0,11	0,21	0,35	0,40	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	0,40	1,00	1,57	2,23	3,53	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Eucalyptus globulus</i>	0,57	1,39	2,04	3,00	4,87	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Fagus sylvatica</i>	0,00	0,02	0,03	0,07	0,23	Tablas producción Madrigal (3)
<i>Fraxinus spp.</i>	0,09	0,11	0,18	0,29	0,33	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Ilex aquifolium</i>	0,03	0,04	0,05	0,08	0,10	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Ilex canariensis</i>	0,04	0,04	0,05	0,12	0,14	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Juglans regia</i>	0,12	0,16	0,19	0,22	0,25	Asimilación
<i>Juniperus oxycedrus, J. communis</i>	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Juniperus phoenicea</i>	0,02	0,02	0,03	0,03	0,04	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Juniperus thurifera</i>	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Larix spp.</i>	0,34	0,43	0,52	0,60	0,69	Tabla 201 e inventario de emisiones 1990-2012
<i>Laurus azorica</i>	0,04	0,11	0,21	0,35	0,40	Asimilación
<i>Laurus nobilis</i>	0,04	0,11	0,21	0,35	0,40	Asimilación
<i>Malus sylvestris</i>	0,15	0,19	0,22	0,26	0,30	Asimilación
<i>Myrica faya</i>	0,04	0,11	0,21	0,35	0,40	Asimilación
<i>Myrtus communis</i>	0,04	0,11	0,21	0,35	0,40	Asimilación
<i>Olea europaea</i>	0,04	0,05	0,08	0,10	0,11	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Phillyrea latifolia</i>	0,03	0,03	0,09	0,17	0,20	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Phoenix spp.</i>	0,31	0,57	0,90	1,24	1,37	Asimilación
<i>Picea abies</i>	0,35	0,63	1,30	2,88	3,40	Asimilación



Especie	Absorciones estimadas (t CO ₂ /pie)					Fuente
	20 años	25 años	30 años	35 años	40 años	
<i>Pinus canariensis</i>	0,03	0,07	0,14	0,16	0,18	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Pinus halepensis</i>	0,03	0,04	0,08	0,07	0,16	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Pinus nigra</i> Sistema Ibérico	0,03	0,04	0,05	0,11	0,13	Tablas producción Madrigal (3)
<i>Pinus nigra</i> (Resto)	0,03	0,02	0,03	0,05	0,08	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Pinus pinaster</i> ssp. <i>atlantica</i> Zona Norte interior	0,23	0,41	0,58	0,74	0,91	Tablas producción Madrigal (3)
<i>Pinus pinaster</i> ssp. <i>atlantica</i> Zona Norte costera	0,33	0,54	0,69	0,81	0,92	Tablas producción Madrigal (3)
<i>Pinus pinaster</i> ssp. <i>mesogeensis</i> Sistema Central	0,12	0,15	0,18	0,26	0,36	Tablas producción Madrigal (3)
<i>Pinus pinaster</i> (Resto)	0,02	0,03	0,03	0,08	0,09	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Pinus pinea</i>	0,06	0,10	0,17	0,20	0,29	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Pinus radiata</i>	0,46	0,79	1,17	1,56	1,78	Tablas producción Madrigal (3)
<i>Pinus sylvestris</i> Sistema Central	0,02	0,05	0,06	0,15	0,17	Tablas producción Madrigal (3)
<i>Pinus sylvestris</i> Sistema Ibérico	0,03	0,04	0,05	0,09	0,11	Tablas producción Madrigal (3)
<i>Pinus sylvestris</i> Pirineos	0,04	0,05	0,07	0,11	0,17	Tablas producción Madrigal (3)
<i>Pinus sylvestris</i> (Resto)	0,03	0,05	0,06	0,12	0,15	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Pinus uncinata</i>	0,04	0,05	0,09	0,11	0,12	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Pistacia terebinthus</i>	0,04	0,11	0,21	0,35	0,40	Asimilación
<i>Platanus hispanica</i>	0,21	0,46	0,67	0,92	1,26	Asimilación
<i>Populus alba</i>	0,21	0,46	0,67	0,92	1,26	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Populus nigra</i>	0,29	0,72	1,01	1,44	1,90	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Populus x canadensis</i>	0,34	0,81	1,18	1,55	2,02	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Prunus</i> spp.	0,15	0,19	0,22	0,26	0,30	Asimilación
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0,35	0,63	1,30	2,88	3,40	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
<i>Pyrus</i> spp.	0,15	0,19	0,22	0,26	0,30	Asimilación
<i>Quercus canariensis</i>	0,05	0,06	0,13	0,15	0,17	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Quercus faginea</i>	0,04	0,05	0,10	0,11	0,13	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Quercus ilex</i>	0,05	0,06	0,07	0,08	0,10	Tabla 201 e inventario de emisiones 1990-2012
<i>Quercus petraea</i>	0,06	0,07	0,18	0,21	0,24	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Quercus pubescens</i>	0,07	0,12	0,15	0,23	0,26	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Quercus pyrenaica</i>	0,05	0,07	0,15	0,17	0,20	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Quercus robur</i>	0,07	0,16	0,19	0,22	0,34	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Quercus rubra</i>	0,07	0,18	0,22	0,35	0,40	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Quercus suber</i>	0,07	0,09	0,11	0,13	0,15	Tabla 201 e inventario de emisiones 1990-2012
<i>Rhamnus alaternus</i>	0,04	0,11	0,21	0,35	0,40	Asimilación
<i>Robinia pseudacacia</i>	0,06	0,16	0,19	0,34	0,39	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Salix</i> spp.	0,31	0,57	0,90	1,24	1,37	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Sorbus</i> spp.	0,17	0,21	0,25	0,29	0,33	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Tamarix</i> spp.	0,03	0,07	0,08	0,14	0,16	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Taxus baccata</i>	0,03	0,05	0,08	0,12	0,15	Asimilación
<i>Tetraclinis articulata</i>	0,03	0,07	0,08	0,14	0,16	Asimilación
<i>Thuja</i> spp.	0,01	0,01	0,02	0,02	0,02	Asimilación
<i>Tilia</i> spp.	0,05	0,06	0,09	0,12	0,13	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)
<i>Ulmus</i> spp.	0,18	0,23	0,27	0,50	0,58	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (frondosas) IFN1 (2)

(1) Tabla 201 del Inventario Forestal Nacional 3 y Anexo 2 de la publicación "Las Coníferas en el primer Inventario Forestal Nacional".

(2) Tabla 201 del Inventario Forestal Nacional 3 y Anexo 2 de la publicación "Las Frondosas en el primer Inventario Forestal Nacional".

(3) Madrigal Collazo, J.G. et al., Fundación Conde del Valle de Salazar, Madrid, 1999, Tablas de producción para los montes españoles.

(4) Tabla 201 del Inventario Forestal Nacional 3 e Informe de emisiones de gases de efecto invernadero en España 1990-2012.



La Unión Europea ha establecido un ambicioso marco legal para combatir el cambio climático, con objetivos vinculantes de reducción de emisiones y aumento de la capacidad de sumideros de carbono. **El eucalipto, con su capacidad de crecimiento acelerado y alta productividad, puede jugar un papel importante en el cumplimiento de estos objetivos.**

- **Directiva 2009/28/CE:** Esta directiva promueve el uso de energía procedente de fuentes renovables, incluyendo la biomasa forestal, donde el eucalipto puede ser una fuente importante. Al fomentar el uso de biomasa de eucalipto, se impulsa la gestión forestal sostenible y se reduce la dependencia de combustibles fósiles.
- **Reglamento (UE) 2018/841:** Este reglamento, sobre la inclusión de las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero resultantes del uso de la tierra, el cambio de uso de la tierra y la silvicultura (LULUCF) en el marco de actuación en materia de clima y energía hasta 2030, establece un marco contable para los sumideros de carbono, incentivando la gestión forestal sostenible. El eucalipto, como especie de rápido crecimiento, puede contribuir significativamente a la absorción de CO₂ y al cumplimiento de los objetivos de LULUCF.

Es importante destacar que las plantaciones de eucalipto pueden contribuir a los esfuerzos de España para cumplir con los objetivos climáticos de la UE. Al aumentar la capacidad de sumideros de carbono, el eucalipto se alinea con la estrategia de la UE para la neutralidad climática.

Si bien no existe una normativa europea específica sobre el uso del eucalipto, la jurisprudencia del Tribunal de Justicia de la Unión Europea (TJUE) ha destacado la importancia de evaluar los impactos ambientales de las actividades forestales, incluyendo la reforestación con especies no autóctonas, en el contexto de las directivas de hábitats y aves.

A los efectos de facilitar la información de las especies forestales con mayor capacidad de absorción de CO₂ publicada por el MITECO en su Guía y recogidas en el Anexo -ordenadas por la etimología en latín de cada especie, iniciando la tabla con la especie "Abies alba" y finalizando con "Ulmus spp."-, "Bosques Biodiversos, SL" ha confeccionado una Tabla con el nombre común de las **12 especies forestales con mayor capacidad de absorción**, sombreando en amarillo la columna de las absorciones a 40 años.

Llama la atención que el **eucalipto blanco "eucalyptus globulus"** (Nº 1) fija 4,87 Tn CO₂/árbol en 40 años, es decir, más de 5 veces que la del pino resinero "*pinus pinaster*" (Nº 12) que a 40 años fija sólo 0,92 Tn CO₂/árbol, y 48 veces más que una encina "*Quercus ilex*" que fija a 40 años 0,10 Tn CO₂/árbol.



Nº Orden	Especie	Nombre común	Absorciones acumuladas estimadas (t CO ₂ /pie)					Fuente
			20 años	25 años	30 años	35 años	40 años	
1	<i>Eucalyptus globulus</i>	<i>Eucalipto blanco, eucalipto común o eucalipto azul</i>	0,57	1,39	2,04	3,00	4,87	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
2	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	<i>Eucalipto rojo</i>	0,40	1,00	1,57	2,23	3,53	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
3	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Abeto de Douglas o Pino de Oregón</i>	0,35	0,63	1,30	2,88	3,40	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
4	<i>Picea abies</i>	<i>Abeto rojo o falso abeto</i>	0,35	0,63	1,30	2,88	3,40	Asimilación
5	<i>Cedrus atlantica</i>	<i>Cedro de Líbano</i>	0,35	0,63	1,30	2,88	3,40	Asimilación
6	<i>Populus x canadensis</i>	<i>Álamo o chopo canadiense</i>	0,34	0,81	1,18	1,55	2,02	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
7	<i>Pinus radiata</i>	<i>Pino insignis, pino de Monterrey o pino de California</i>	0,46	0,79	1,17	1,56	1,78	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
8	<i>Populus nigra</i>	<i>Álamo negro o chopo negro</i>	0,29	0,72	1,01	1,44	1,90	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
9	<i>Celtis australis</i>	<i>Lodón, almez, aligónero, ledonero, lodoño, quicavero latonero</i>	0,29	0,72	1,01	1,44	1,90	Asimilación
10	<i>Salix spp.</i>	<i>Sauce</i>	0,31	0,57	0,90	1,24	1,37	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)
11	<i>Phoenix spp.</i>	<i>Palmera</i>	0,31	0,57	0,90	1,24	1,37	Asimilación
12	<i>Pinus pinaster</i> ssp. <i>atlantica</i> Zona Norte costera	<i>Pino resinero, pino rodero, pino marítimo, pino rubial o pino negral</i>	0,33	0,54	0,69	0,81	0,92	Tabla 201 del IFN3 y Anexo 2 (Coníferas) IFN1 (1)

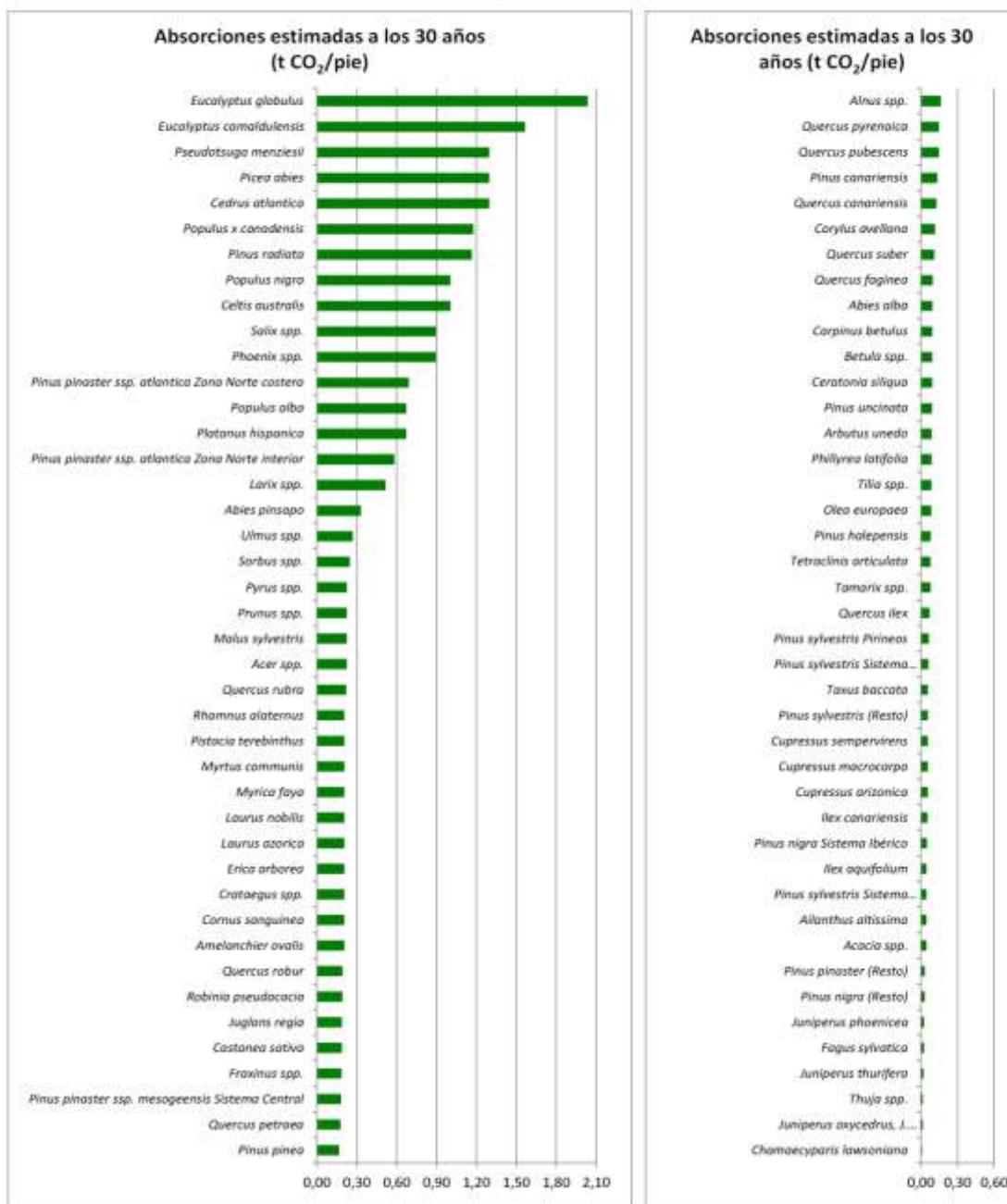


La citada Guía recoge una tabla de estimación de las “**Absorciones unitarias estimadas a los 30 años según especies**” y que incorporamos por su importancia, llamando la atención que las dos especies forestales de mayor fijación son el “*eucalyptus globulus*” (eucalipto blanco) y el “*eucalyptus camaldulensis*” (eucalipto rojo).

GUÍA PARA LA ESTIMACIÓN DE ABSORCIONES DE DIÓXIDO DE CARBONO
B. CÁLCULO DE LAS ABSORCIONES

B 6

Absorciones unitarias estimadas a los 30 años según especies:





4. LOS INCENDIOS FORESTALES. EL CAMBIO CLIMÁTICO ESTÁ MODIFICANDO TODOS LOS ESCENARIOS: “LOS ÁRBOLES VAN A SER FORASTEROS EN SU PROPIA CASA”.

El pasado 19/07/2024, el periodista José Pichel, publicaba en la web del Confidencial el artículo: **“Muchas zonas ya quemadas volverán a arder este verano: sabesmo cuáles y por qué.”**

El artículo recoge información relativa a los cultivos y causas de los incendios donde se concluye que no depende de una especie en concreto, culpando sin justificación a especies forestales como por ejemplo el eucalipto, las predicciones de riesgos de incendios, el efecto del cambio climático sobre el bosque actual, la necesidad de analizar nuevas especies más resilientes, adaptar la legislación forestal europea al terreno, los bosques multiespecies, mosaicos, y la necesidad de recopilar datos y analizarlos ante una situación cambiante, donde **“no hay recetas universales”**.

“Un estudio que acaba de publicar la revista **Forest Ecology and Management** ofrece algunas claves de lo que está pasando. Los investigadores han analizado datos de los incendios forestales que ocurrieron en el este de España entre los años 1993 y 2015. El 7,9 % de toda el área quemada sufrió dos fuegos distintos en este periodo, pero algunas zonas fueron pasto de las llamas tres, cuatro y **hasta cinco veces en solo 23 años**. El interior de la Comunidad Valenciana es la zona más afectada por esta recurrencia.

El análisis detallado revela que la vegetación que **aparece después del incendio** es clave: **arden más los bosques que tienen más arbustos y matorrales**, así como los de especies esclerófilas, es decir, los que tienen hojas duras, como encinas y madroños. La topología, la accesibilidad o el tiempo que haya transcurrido desde el incendio precedente son otros factores determinantes. Contar con esta información, según los autores, españoles y finlandeses, es esencial para la prevención y la mitigación de los incendios en bosques que **ya son vulnerables**. Sin embargo, las conclusiones son contradictorias con muchas de las estrategias que se están imponiendo en los últimos años.

Re poblar pensando en que habrá nuevos incendios.

“Tradicionalmente, las reforestaciones se han hecho considerando el clima del pasado, el suelo o las **características ambientales** de un lugar, pero no el fuego”, explica a El Confidencial el experto Víctor Resco de Dios, profesor de Incendios y Cambio Global en la **Universidad de Lleida**. Sin embargo, este nuevo estudio evidencia “que hay que abordar la restauración pensando también en los incendios”, es decir, **asumiendo que las probabilidades de que se produzcan son muy altas** y que es importante diseñar un paisaje forestal adecuado para minimizar los daños. La cuestión es cómo hacerlo y ahí aparecen las divergencias.



Por ejemplo, la **Ley de Restauración de la Naturaleza** de la Unión Europea, aprobada recientemente, prevé incorporar el riesgo de incendios en las labores de restauración, siguiendo las recomendaciones de **un documento sobre prevención** que contradice muchas de las evidencias científicas más recientes. Así, mientras que ese informe asegura que los bosques monoespecíficos (en los que domina una sola especie arbórea o hay muy pocas) son más propensos al fuego y los bosques mixtos (con abundancia de árboles y otras plantas) son más resistentes, algunos expertos **consideran que no hay evidencias al respecto** y esta investigación apunta, precisamente, a la idea contraria.

Recientemente, el mismo equipo de investigación que ha estudiado los incendios recurrentes, liderado por Marina Peris Llopis, investigadora en la **University of Eastern Finland**, publicó **en la revista Scientific Reports**, del grupo Nature, un trabajo que demostraba que los bosques con más biodiversidad de especies arbóreas son los que se queman **generando más daños**, otra idea en la misma línea y contra los argumentos que predominan hoy en día.

Las zonas húmedas de Europa no son el Mediterráneo.

"El problema es que algunos sectores han aceptado, de forma acrítica e irreflexiva, que lo que ocurre en zonas más húmedas como el centro de Europa también ocurrirá aquí", comenta el profesor de la Universidad de Lleida. En esos lugares tan húmedos, los bosques mixtos, y con mucha diversidad, pueden **favorecer que se almacene mejor el agua**. Dentro del bosque, **generan un microclima más fresco** que preserva mejor la humedad. Sin embargo, "en los **ecosistemas más secos**, es probable que se dé el proceso contrario", destaca. Si solo hay una especie o muy pocas, se aprovechan mejor los recursos, aumentando la efectividad contra las sequías y los incendios, tal y como apuntan **algunas investigaciones**.

Esas evidencias científicas, a veces, tienen que luchar contra apreciaciones sesgadas y particulares. "En ocasiones vemos que las zonas de bosques mixtos o de especies frondosas, como **los robles y los castaños, se han salvado del incendio**. Esto se ha interpretado como un indicador de que estas especies frenan el fuego. Sin embargo, lo que en realidad ocurre es que estos bosques se suelen dar en zonas más húmedas, **como umbrías y fondos del valle**", Por tanto, el fuego se frena por el efecto de la topografía, y "no está demostrado que esto dependa de la especie ni de la diversidad".

La apuesta por las especies autóctonas para las repoblaciones es otro de los mantras que han llegado **hasta la legislación europea**, una idea que parece perfectamente lógica, pero que tiene un matiz importante: el cambio climático está modificando todos los escenarios. "**Es un concepto que está perdiendo significado**", afirma el experto, porque "**los árboles van a ser forasteros en su propia casa**, cada vez están menos adaptados, así que hay que considerar la introducción de otras especies o variedades". Así, sería recomendable apostar por las procedentes de lugares más áridos o **mejor adaptadas a los incendios**. Por ejemplo, "hay especies de pinos que tienen unas **piñas que se abren después del fuego** y liberan las semillas. Este es un atributo que cabría seleccionar en los proyectos de repoblación, porque la intervención posterior a un incendio resultaría más barata y natural", añade Resco.



Sin recetas universales.

Por otra parte, la legislación que se está desarrollando en materia forestal "está asumiendo que **los bosques viejos no arden**, que son casi ignífugos, pero no hay datos que soporten esa hipótesis", destaca el experto. Sin embargo, no hay evidencias que soporten esa idea y, también en este aspecto, empieza a consolidarse la contraria, que **los bosques más jóvenes serían más resistentes**, también respaldada por el estudio de la recurrencia de incendios. Asimismo, a pesar de los estragos que causan los incendios, esta investigación deja una conclusión positiva. Hasta ahora se pensaba que cuando los incendios se repiten con frecuencia en una zona (en particular, antes de que las plantas **hayan llegado a fases reproductivas**), es más probable que se produzcan **extinciones locales de especies**. Sin embargo, todo apunta a que este mecanismo puede no estar operando, o no ser tan importante como se creía.

En general, **los expertos destacan que no hay recetas universales**, y que la política forestal "se debe realizar desde el territorio, teniendo en cuenta la complejidad real, y no a partir de recetas mágicas que provienen de las capitales" y quedan plasmadas en **legislaciones comunes para todo un continente**, con realidades muy distintas. Por eso, creen que los nuevos estudios ayudarán a recuperar mejor los lugares afectados por un incendio. "Durante las labores de restauración tenemos una gran oportunidad para asegurarnos de que **no repetimos los errores del pasado**. Es decir, que no volvemos a facilitar el desarrollo de masas forestales que **favorecen la propagación del incendio**, o su alta intensidad, ni periodos de recurrencia que acabarían desembocando en deforestación", destaca Resco. No obstante, más allá de la "restauración en negro", con el monte quemado, es necesario potenciar la "**restauración en verde**", asegura, cuando el bosque aún no ha ardido y favorecer la actividad forestal puede disminuir el riesgo de un gran incendio."



5. DATOS SOBRE LOS BOSQUES EN ESPAÑA.

En el **Anuario de Estadística Forestal** el MITECO presenta los principales resultados de las operaciones estadísticas forestales que no tienen publicaciones específicas anuales.

El último **Anuario de Estadística Forestal** corresponde al **año 2022** (*publicado en 2024*), del cual hemos extraído de forma sintética los puntos informativos más relevantes con respecto a la importancia del bosque en España, la superficie que ocupa y datos concretos relativos a las frondosas (el eucalipto).

El **Inventario Forestal Nacional (IFN)** español es un proyecto continuo y homogéneo de evaluación y seguimiento que proporciona un conocimiento robusto y fiable dasonómico y ecológico de los ecosistemas arbolados, así como de sus tendencias a largo plazo. Las mediciones se repiten con una periodicidad teórica de diez años, siendo la provincia la unidad de diseño muestral, el último ha sido el **IFN4**.

A partir de los datos recogidos **para la caracterización de la biodiversidad forestal se elaboran indicadores** relativos a la estructura de su masa y composición:

- Distribución de edades y bosques maduros.
- Árboles de grandes dimensiones.
- Riqueza en la composición florística arbórea y arbustiva.
- Madera muerta.
- Estado fitosanitario del monte arbolado.

Del Anuario de **Estadística Forestal del 2022**, se extraen los siguientes **datos**:

▪ **Superficie Forestal:**

España cuenta con **28.391.780 ha** de superficie forestal, lo que equivale al **56 % del total del territorio**.

De esta superficie forestal, **19.239.973 ha** corresponden a superficie forestal **arbolada** (FCC de más del 10%) lo que supone un **38%** del territorio.

▪ **Propiedad de la Superficie Forestal:**

El **72%** de la superficie forestal es **privada** y el **28%** restante es **pública**.



▪ **Existencias:**

- La superficie forestal española alberga un total de 1.175.089.330 m³ con corteza, 913.941.110 m³ sin corteza, con un crecimiento de 46.915.231 m³ con corteza anuales y un volumen de leñas de 122.754.032 m³.
- **Doce especies forestales representan el 85% de las existencias:** Pinus sylvestris, que representa el 15%, Pinus pinaster, con un 14%, seguidas de Pinus halepensis, Pinus nigra con un 8% y Quercus ilex, Fagus sylvatica y **Eucalyptus globulus**, con un 7% cada una. El resto de las especies serían Quercus pyrenaica y Pinus radiata con el 5% y Quercus robur, Castanea sativa y Pinus pinea, cuyos porcentajes varían entre el 4% y el 2%.

▪ **Formaciones arboladas:**

La dehesa es el tipo de bosque que ocupa una superficie mayor, un 15% del total, seguido del **encinar** (Quercus ilex), que ocupa el **14%** de la superficie forestal arbolada. El pinar de **pino carrasco** (Pinus halepensis), que representa **el 11%**, es la tercera formación más presente en los bosques españoles.

▪ **Superficie forestal autonómica:**

Los datos anteriores de superficie forestal español se desglosan por CC.AA. en **forestal arbolada y desarbolada**, se presenta en la siguiente tabla. Se sombrean en negrita las 14 CC.AA. con cifras del MFE25.

CC.AA.	Total Arbolado (ha)	Total Desarbolado (ha)	Total Forestal (ha)	% superficie forestal respecto superficie autonómica total
Andalucía	3.008.535	1.415.775	4.424.310	50%
Aragón	1.563.464	1.041.749	2.605.213	55%
Canarias	137.468	439.666	577.134	78%
Cantabria	211.357	152.893	364.250	69%
Castilla - La Mancha	2.970.765	836.748	3.807.513	48%
Castilla y León	3.286.234	1.849.560	5.135.794	55%
Cataluña	1.582.057	417.715	1.999.772	62%
Comunidad de Madrid	267.370	166.243	433.613	54%
Comunidad Foral de Navarra	436.252	156.399	592.651	57%
Comunidad Valenciana	791.470	471.424	1.262.894	54%
Extremadura	1.985.329	878.068	2.863.397	69%
Galicia	1.467.943	558.225	2.026.168	68%
Islas Baleares	186.925	34.672	221.597	44%
La Rioja	179.287	129.629	308.916	61%
País Vasco	396.464	92.750	489.214	68%
Principado de Asturias	457.186	312.321	769.507	72%
Región de Murcia	311.084	197.275	508.359	45%
Ciudad de Ceuta	677	433	1.110	56%
Ciudad de Melilla	107	259	366	27%
TOTAL	19.239.974	9.151.882*	28.391.856*	56%

Tabla 1.1: Superficie forestal arbolada y desarbolada por comunidad autónoma



A continuación, se adjuntan **los datos de volumen maderable con y sin corteza, volumen de leñas, e incrementos de volumen con corteza** (crecimiento anual) obtenidos del IFN3 o del IFN4. Como en las tablas anteriores, las comunidades con IFN4 se resaltan en negrita.

COMUNIDAD AUTÓNOMA	V.c.c. maderable m ³ c.c.	V.s.c. maderable m ³ s.c.	Crecimiento anual m ³ c.c.	Volumen de leñas m ³ c.c.
Andalucía	74.970.838	57.473.948	3.074.753	16.337.100
Aragón	74.338.313	57.213.857	2.760.375	6.355.450
Canarias	16.002.891	12.516.962	338.357	1.274.759
Cantabria	27.573.875	23.033.678	1.215.315	2.316.610
Castilla - La Mancha	118.837.964	86.029.821	3.250.369	13.171.744
Castilla y León	219.237.182	167.149.152	8.077.369	22.306.821
Cataluña	151.492.338	116.208.935	3.960.932	12.656.595
Comunidad de Madrid	14.599.980	11.494.587	471.599	1.533.565
Comunidad Foral de Navarra	60.242.643	51.866.801	1.487.511	4.857.333
Comunidad Valenciana	20.065.059	14.788.455	755.533	2.045.237
Extremadura	42.296.292	32.815.999	1.037.680	13.524.159
Galicia	192.914.041	149.659.403	13.056.945	12.667.299
Islas Baleares	8.971.487	7.234.441	222.464	1.087.005
La Rioja	20.850.856	17.098.078	735.568	1.683.972
País Vasco	62.607.092	51.739.388	3.423.351	4.379.680
Principado de Asturias	60.972.283	51.153.529	2.809.981	5.761.497
Región de Murcia	9.116.196	6.464.076	237.129	795.206
TOTAL	1.175.089.330	913.941.110	46.915.231	122.754.032

Tabla 1.4. Existencias en m³, crecimientos y volumen de leñas por comunidad autónoma. Se sombrean en negrita las 14 CC.AA. con cifras del IFN4



A continuación, se hace un análisis de las especies principales de los bosques españoles. En la siguiente tabla se muestran las 12 especies que superan los 20 millones de metros cúbicos cada una. Entre todas representan el 85% del total de existencias. Las cifras proceden del IFN4 en Galicia, Comunidad Foral de Navarra, Cantabria, Principado de Asturias, Región de Murcia, Islas Baleares, País Vasco, La Rioja, Comunidad de Madrid, Cataluña, Extremadura, Canarias, Castilla y León y Castilla-La Mancha, y del IFN3 en el resto de comunidades autónomas.

Especie forestal	Existencias (m ³ c.c.)	% respecto al total de existencias
<i>Pinus sylvestris</i>	173.254.420	15%
<i>Pinus pinaster</i>	166.497.875	14%
<i>Pinus halepensis</i>	89.752.651	8%
<i>Pinus nigra</i>	91.440.078	8%
<i>Quercus ilex</i>	86.159.851	7%
<i>Fagus sylvatica</i>	79.847.864	7%
<i>Eucalyptus globulus</i>	79.724.090	7%
<i>Quercus pyrenaica</i>	57.864.759	5%
<i>Pinus radiata</i>	54.750.960	5%
<i>Quercus robury Quercus petraea</i>	49.017.594	4%
<i>Castanea sativa</i>	30.603.712	3%
<i>Pinus pinea</i>	27.903.522	2%
Resto de especies	188.271.954	15%
TOTAL	1.175.089.330	100%

Tabla 1.5: Existencias en volumen con corteza de las especies principales



- TABLA SEGÚN CARACTERÍSTICAS DE LA VEGETACIÓN Y ESPECIES PRINCIPALES.

En la siguiente tabla se refleja la **superficie arbolada dominada principalmente por masas de coníferas, de frondosas y por masas mixtas**. Las cifras proceden del MFE25 o del MFE50 dependiendo de la comunidad autónoma. Como en el caso anterior, se sombrean en negrita las comunidades autónomas con cifras del MFE25.

CC.AA.	Coníferas (ha)	Frondosas (ha)	Mixtas (ha)	Sin este dato (ha)	Total arbolado (ha)
Andalucía	780.579	1.929.663	127.309	170.983	3.008.535
Aragón	946.125	422.633	163.139	31.567	1.563.464
Canarias	85.773	45.088	6.177	431	137.468
Cantabria	16.526	186.299	2.908	5.623	211.357
Castilla -La Mancha	1.222.610	1.489.064	247.702	11.389	2.970.765
Castilla y León	1.090.257	1.999.055	170.061	26.861	3.286.234
Cataluña	807.905	566.788	196.475	10.888	1.582.057
Comunidad de Madrid	71.340	171.365	19.584	5.081	267.370
Comunidad Foral de Navarra	144.362	260.157	25.826	5.908	436.252
Comunidad Valenciana	557.268	90.642	66.133	77.427	791.470
Extremadura	122.188	1.826.272	21.333	15.535	1.985.329
Galicia	378.407	724.093	268.798	96.646	1.467.943
Islas Baleares	87.955	60.833	35.870	2.267	186.925
La Rioja	63.710	104.567	8.608	2.402	179.287
País Vasco	164.897	195.089	16.616	19.861	396.464
Principado de Asturias	47.923	380.830	17.032	11.401	457.186
Región de Murcia	282.162	10.969	12.198	5.669	311.084
TOTAL	6.869.987	10.463.408	1.405.857	499.939	19.239.190

Tabla 1.6: Superficie arbolada por tipo de vegetación principal

Nota: Se sombrean en negrita las comunidades autónomas con cifras del MFE25



- PROYECTOS Y ACTUACIONES FORESTALES.

PRINCIPALES RESULTADOS AÑO 2022

Cifras globales:

- En 2022 se repoblaron en España más de 11.500 hectáreas.
- Esta cifra supone una bajada del 26% respecto a 2021.

Re poblaciones productoras:

- Las 6.163 ha de repoblaciones productoras representan el 53% del total.
- El 87% de estas repoblaciones se realizaron en propiedad privada, la gran mayoría sin consorcio, y el resto en propiedad pública de Entidades Locales principalmente.
- **Las tres especies más empleadas fueron *Pinus pinaster* (36%), *Eucalyptus nitens* (12%) y *Cryptomeria japonica* (10%).** La mayoría de especies empleadas son introducidas.

- SERIE HISTÓRICA DE REPOBLACIONES FORESTALES.

La tabla 5.1 muestra las repoblaciones en los últimos 21 años, desglosadas por tipo de repoblación y por objetivo. Existe información disponible hasta el año 2002 y desde 2005 en adelante. Los datos referentes a los años 2003 y 2004 no se recogieron en todas las provincias y, al ser datos parciales y no representativos del total nacional, no se incluyen en la tabla.

Año	Forestación tierras agrícolas (ha)	Re poblaciones protectoras (ha)			Re poblaciones productoras (ha)		
		1ª Repoblación	2ª Repoblación	TOTAL	1ª Repoblación	2ª Repoblación	TOTAL
2001	37.230	24.948	3.202	28.150	13.591	732	14.323
2002	21.739	32.685	5.248	37.933	16.211	1.665	17.876
2005	20.682	14.919	9.918	24.837	2.040	2.474	4.514
2006	22.077	16.520	22.635	39.155	2.302	9.098	11.400
2007	16.966	7.160	17.204	24.364	8.862	3.816	12.678
2008	16.087	10.391	13.614	24.005	2.492	1.088	3.580
2009	13.623	6.469	10.739	17.208	768	1.330	2.098
2010	11.338	4.488	2.552	7.040	284	1.885	2.169
2011	10.787	4.938	2.612	7.550	1.545	1.514	3.059
2012	9.277	2.083	1.229	3.312	519	2.219	2.738
2013	3.728	4.002	1.208	5.210	2.810	1.761	4.571
2014	252	1.486	864	2.350	5.414	1.492	6.906
2015	140	622	2.243	2.865	4.506	1.339	5.845
2016	53	1.194	1.265	2.459	2.801	1.409	4.210
2017	1.839	477	1.700	2.177	2.888	5.172	8.060
2018	856	776	2.986	3.762	1.817	3.741	5.558
2019	2.859	940	2.374	3.314	2.676	4.629	7.305
2020	2.678	1.291	8.004	9.296	3.481	4.320	7.801
2021	2.913	1.035	3.568	4.604	3.945	4.314	8.259
2022	1.668	676	3.164	3.839	2.263	3.900	6.163

Tabla 5.1: Serie histórica de repoblaciones forestales



- **GESTIÓN FORESTAL SOSTENIBLE.**

PRINCIPALES RESULTADOS AÑO 2022

Superficie forestal sujeta a instrumentos de ordenación:

- La superficie ordenada ha aumentado en más de 593.000 hectáreas respecto al año anterior, superando los 6,7 millones de hectáreas forestales ordenadas, que representan más del 23% de la superficie forestal.
- **La comunidad con mayor porcentaje de superficie forestal ordenada sigue siendo Comunidad Foral de Navarra, con el 59%, seguida de Castilla-La Mancha, con el 36% y de Región de Murcia, con el 35%.**
- En 2022 la superficie ordenada de 11 comunidades autónomas es superior a la de 2021. El incremento proporcional más destacado se ha producido en Canarias, que ha incorporado un 81% más de superficie ordenada respecto al año anterior.

- **SUPERFICIE FORESTAL SUJETA A INSTRUMENTOS DE ORDENACIÓN.**

En 2022 la superficie ordenada ha seguido su ritmo creciente aumentado en más de 593.000 hectáreas respecto a los datos calculados el año anterior, **superando los 6,7 millones de hectáreas forestales ordenadas**. Estas **representan más del 23% de la superficie forestal nacional**.

COMUNIDAD AUTÓNOMA	Superficie forestal ordenada (ha)	% Sup. ordenada respecto del total forestal	Superficie forestal total (ha)
Andalucía	1.333.000	30,1%	4.424.310
Aragón	237.993	9,1%	2.605.213
Canarias	8.829	1,5%	577.135
Cantabria	52.189	14,3%	364.251
Castilla-La Mancha	1.356.807	35,6%	3.807.513
Castilla y León	1.010.492	19,7%	5.135.793
Cataluña	652.688	32,6%	1.999.772
Comunidad de Madrid	43.768	10,1%	433.613
Comunidad Foral de Navarra	346.923	58,5%	592.651
Comunidad Valenciana	237.955	18,8%	1.262.894
Extremadura	414.579	14,5%	2.863.397
Galicia	417.783	20,6%	2.026.168
Islas Baleares	24.095	10,9%	221.597
La Rioja	85.179	27,6%	308.916
País Vasco	105.878	21,6%	489.214
Principado de Asturias	196.958	25,6%	769.507
Región de Murcia	176.299	34,7%	508.360
ESPAÑA	6.701.415	23,6%	28.390.302

Tabla 6.1: Superficie forestal por comunidad autónoma



- **CORTAS DE MADERA Y APROVECHAMIENTO DE LEÑAS.**

PRINCIPALES RESULTADOS AÑO 2022

Cortas de madera:

- En 2022 se cortaron 20 millones m³ con corteza de madera, la cifra más alta hasta el momento. De estas cortas, más de 11 millones fueron de especies de coníferas y casi 9 millones fueron de especies de frondosas.
- El valor estimado de las cortas en 2022 es de casi 1.042 millones de euros.
- Las cortas de 2022 incrementaron un 16% respecto a las de 2021.
- En 5 provincias se superó el millón de metros cúbicos de madera cortada. Fueron las siguientes: A Coruña, Lugo, Asturias, Pontevedra y Bizkaia. Como en años anteriores, en A Coruña las cortas volvieron a superar los 4 millones de metros cúbicos, y en Lugo el volumen de cortas también supera esta cifra.
- El 82% de las cortas se realizaron en terrenos de propiedad privada, y el 18% restante en propiedad pública.
- De las especies de coníferas cortadas, el 39% fueron de Pinus radiata, el 30% de Pinus pinaster y el 16% de Pinus sylvestris. **En cuanto a las frondosas, más de un cuarto de las cortas (88%) fueron de eucalipto.**

Aprovechamiento de leñas:

- En el año 2022 se trajeron un total de 1,43 millones de toneladas de leña, un 3,4% menos respecto a 2021.
- El valor en cargadero de la extracción de leña en 2022 es de casi 49 millones de euros.
- **El 67% de leñas extraídas son de especies de frondosas y el 33% restante de coníferas.**

Se concluye:

- En 3 de las 4 provincias de la Xunta de Galicia (*La Coruña, Lugo y Pontevedra*) junto con Asturias y Vizcaya, se superaron 1 Millón de m³ de madera cortada.
- El 67% de la leña extraída correspondía a especies frondosas.



En la tabla siguiente se recoge *la Distribución de madera cortada de Coníferas frente a Frondosas:*

	CONÍFERAS		FRONDOSAS		TOTAL	
	m ³ c.c.	%	m ³ c.c.	%	m ³ c.c.	%
PROPIEDAD PÚBLICA						
Montes de Utilidad Pública de las CC.AA. o del Estado	327.589	3%	64.546	0,7%	392.135	2%
CC.AA. o del Estado no de Utilidad Pública	32.679	0,3%	922	0,0%	33.601	0,2%
Montes de Utilidad Pública de las Entidades Locales	2.446.862	21%	332.997	4%	2.779.859	14%
De las Entidades Locales. Consorciados o conveniados	187.777	2%	3.675	0,0%	191.452	1%
Entidades Locales de libre disposición	182.479	2%	62.012	0,7%	244.491	1%
Pública sin especificar			130	0,0%	130	0,0%
TOTAL PÚBLICA	3.177.386	27%	464.283	5%	3.641.668	18%
PROPIEDAD PRIVADA						
Privada. Consorciados o conveniados	38.790	0,3%	38.790	0,2%
Privada. No consorciados	6.618.630	56%	7.090.019	82%	13.708.649	67%
Montes Vecinales en Mano Común	919.033	8%	615.900	7%	1.534.933	7%
Privada sin especificar	1.076.180	9%	475.543	6%	1.551.723	8%
TOTAL PRIVADA	8.652.633	73%	8.181.462	95%	16.834.095	82%
TOTAL	11.830.019		8.645.745		20.475.764	

Tabla 8.2: Cortas por tipo de propiedad 2022

El destino de las frondosas, en el caso del *eucalipto*, ha sido el **100% a pasta de papel** conforme se recoge en la siguiente tabla:

Especie	Destino principal estimado	Porcentaje estimado
CONÍFERAS	SIERRA	36%
<i>Pinus radiata</i>	SIERRA	39%
<i>Pinus pinaster</i>	TABLEROS	41%
<i>Pinus sylvestris</i>	SIERRA	48%
<i>Pinus nigra</i>	PASTA	40%
<i>Pinus halepensis</i>	SIERRA	33%
<i>Pinus pinea</i>	TABLEROS	32%
FRONDOSAS	PASTA	58%
<i>Eucalyptus spp.</i>	PASTA	100%
<i>Populus spp.</i>	CHAPA	65%
<i>Quercus rubra</i>	SIERRA	98%



Por último, destacar que la Xunta de Galicia creará un novedoso mercado voluntario de créditos de carbono, destacando la importancia de la frondosa, en concreto, el **eucalipto y la nueva variedad “eucalyptus nitens”**, conforme publicación realizada en el portal de la Xunta de fecha 28/12/2023 bajo el título: “*La Xunta creará un novedoso mercado voluntario de créditos de carbono, para que las empresas puedan compensar su huella de CO₂ y caminar hacia la neutralidad carbónica*” (<https://xera.xunta.gal/es/la-agencia/noticias/la-xunta-creara-un-novedoso-mercado-voluntario-de-creditos-de-carbono-para-que>).

❖ **El GREEN – WASHING.**

Como dice el profesor, D. Julián Mora Aliseda “*el dato mata al relato*”. Si nos remitimos a los proyectos inscritos en la Sección b) de Proyectos de absorción del Registro del Miteco (creado en 2014), transcurridos 10 años, a fecha 09/12/2024 se han registrado **997 proyectos de bosques nuevos** (correspondiente a 352 promotores) que ocupaban una superficie forestal de **20.792 Hectáreas**.

La media de casi 1.000 proyectos (997) inscritos no alcanzan las 400 Tn CO₂ eq./Ha durante toda la vida del proyecto (mínimo 30 años).

Lo que resulta una MEDIA de superficie de Bosque artificial -*por la implantación del hombre-* de menos de **21 hectáreas por proyecto** (20,85 Has).

Proyectos Ha	Nº
150-180	2
100-150	4
75-100	8
50-75	8
Total	22

Se Concluye:

1. El fracaso de la política forestal que pretende llevar a cabo 20.000 Hectáreas anuales de repoblación.
2. Se puede afirmar que salvo raras excepciones, las mismas obedecen a una política no de sostenibilidad y captura de CO₂, sino de green-washing.

Se cuentan con los dedos de una mano, los proyectos que en 40 años fijan más de 100.000 Tn de CO₂, y sólo 3 superan más de 2.500 Tn CO₂/Ha. en 40 años.



6. SÍNTESIS.

El eucalipto presenta un potencial significativo como herramienta para la reforestación y la mitigación del cambio climático en España. Su rápido crecimiento y capacidad de absorción de CO₂ lo convierten en una opción atractiva para aumentar la capacidad de los sumideros de carbono y contribuir al cumplimiento de los objetivos climáticos nacionales e internacionales.

Desde el punto de vista legal, no existe una prohibición expresa del uso del eucalipto en la reforestación en España. Sin embargo, es crucial considerar la normativa ambiental, tanto europea como española, que exige la evaluación de los impactos en la biodiversidad y la gestión forestal sostenible. La planificación cuidadosa de las plantaciones, la diversificación de especies y la aplicación de prácticas de gestión forestal responsables son fundamentales para asegurar un uso sostenible del eucalipto.

En definitiva, el eucalipto puede ser una herramienta valiosa en la lucha contra el cambio climático en España, siempre que se utilice de forma responsable y sostenible, considerando tanto sus beneficios como sus desafíos. La investigación continua, el monitoreo de las plantaciones y la adaptación de las prácticas de gestión a las condiciones locales son esenciales para maximizar los beneficios del eucalipto y minimizar sus impactos.

No quería finalizar sin hacer una referencia al **Informe** elaborado por **WWF de 2012** sobre los “**Bosques españoles**”, donde establece sus **propuestas para la restauración**.

En su Informe se establece para España, según el *Mapa de Paisajes Vegetales Potenciales*, en concreto 57 unidades resultantes, de las cuales 12 corresponden a unidades en la que la potencialidad forestal sólo es parcialmente arbolada.

Basado en cálculos de la *Sociedad Española de Ciencias Forestales (2010)* los bosques españoles fijan al año **165,4 millones de toneladas de CO₂**, unas 12,6 toneladas por hectárea y año. La restauración de las unidades de *prioridad I* hasta el 30% de superficie potencial (*intervención en más de 2,6 millones de hectáreas*) incrementaría la capacidad de fijación anual de nuestros bosques en 33 millones de toneladas de CO₂, un 18% sobre su capacidad actual.

Firmado digitalmente
por GALLARDO
MACIAS MIGUEL
ANGEL - 08818589K
Fecha: 2025.02.10
10:04:44 +01'00'

Fdo. Miguel Ángel Gallardo Macías.
CEO “Bosques Biodiversos, SL”



BIO DIVERSE FORESTS
CREATED BY NATURE
SUPPORTED BY SCIENCE

ANEXO I



ARGUMENTARIO EUCALIPTO

Versión 3. Mayo de 2011.

De los mitos sobre el eucalipto

- **El eucalipto no agota el suelo, lo mejora.** El eucalipto no es un género desertizador. Del estudio de la especie, se concluye que el tronco del eucalipto apenas contiene un 25% del total de nutrientes recogidos por el árbol durante su crecimiento. El 75% restante es devuelto al suelo a través de la descomposición de hojas, cortezas y ramas, que son los restos de las cortas a las que se somete el eucaliptal cada 10-12 años. (ref bibliográfica)

GONZÁLEZ E., PENALVA F., GÓMEZ C., 1985a. Exigencias nutritivas de *Eucalyptus globulus* en el SO español comparadas con las de otras especies. Anales del I.N.I.A. Serie Forestal 9, 47-55.

López Arias, M. (1991). Ciclo biológico de los elementos biogénicos en una plantación de *Eucalyptus globulus* del S. O. de España. INIA. Revista de Investigación Agraria. Serie Sistemas y Recursos Forestales 1: 75-91.

- **Debajo del eucalipto sí crecen otras plantas.** Es habitual en el norte de España el helecho común bajo los eucaliptales (indicador de suelo fértil) y en el sur, concretamente en Huelva, también se da una importante regeneración natural del bosque autóctono en las zonas más propicias por suelo y clima.

DOMÍNGUEZ DE JUAN M.T., 1986. Influencia de nutrientes y polifenoles vegetales en humificación de la hojarasca de especies autóctonas e introducidas de la provincia de Huelva. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma. Madrid.

BARÁ S., RIGUEIRO A., GIL M.C., MANSILLA P., ALONSO M., 1985. Efectos ecológicos del *Eucalyptus globulus* en Galicia. Estudio comparativo con *Pinus pinaster* y *Quercus robur*. I.N.I.A. M.A.P.A. Madrid. 381 pp.

- **El eucalipto no es más inflamable que otras especies, un eucaliptal ordenado frena los incendios.** En estudios basados en las experiencias desarrolladas por el Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias (INIA), el eucalipto, la encina y el pino carrasco están catalogados en el mismo grupo según su inflamabilidad, igualados incluso por el alcornoque durante los meses de verano. No es la mayor o menor inflamabilidad de las especies

arbóreas el factor fundamental que causa que un incendio de propague rápidamente. Las causas que propician la rápida evolución o descontrol de un incendio son la presencia excesiva de material combustible bajo las copas de los árboles, y la mayor o menor continuidad física entre ellos.

Guíjarro JM.; Hernando C.; Pérez-Goreostiaga P. Vega JA.; Fonturbel T.; Diez C.; Martínez E. & Madrigal J. (2001). "Inflamabilidad de la hojarasca de diferentes especies forestales: Influencia de la humedad y de la densidad aparente del combustible. III Congreso Forestal Español. Mesa 6. Protección y restauración del medio natural. 600604.

Hernando Lara, Carmen (1994): "La Investigación Forestal aplicada a los incendios"- Curso Básico de Especialización en Defensa contra Incendios Forestales; Colegio de Ingenieros de Montes. ETECI Montes. Madrid.

Valette, J.CH. (1988). »Inflammabilité, teneur en eau et turgescence relative de Quatre espèces méditerranéennes ». Documentos del Seminario sobre Métodos y Equipos para la Prevención de Incendios Forestales, 98-107. ICONA. Madrid.

• **El eucalipto no consume más agua que otras especies**, y es un árbol mucho más eficiente en su consumo. Esto hace que siga creciendo en condiciones hídricas deficientes en las que otras especies frenan o paralizan su crecimiento. De hecho, el eucalipto presenta cualidades que no tienen otras especies forestales: intercepta menos lluvia (más agua llega al suelo por su tronco, sus hojas colgantes y copas poco espesas) y es capaz de captar el agua de la niebla a través de sus hojas.

La eficiencia en el uso del agua (EUA), que mide la relación entre el CO₂ fijado y el agua transpirada por la planta, es muy superior en las plantas leñosas que en los vegetales herbáceos (Pardos, 2001). El género *Eucalyptus* posee valores de EUA muy semejantes a los observados en especies de otros géneros como *Pinus*, *Larix* (Landsberg, 1999) y *Quercus* (Cermák et al., 1991; Jorgensen y Schelde, 2001). Sin embargo, el eucalipto es más eficiente en el uso del agua que especies del género *Betula*, *Salix* y *Alnus* (Lindoth y Ciencialia, 1998; Jorgensen y Schelde, 2001). De ahí que el género *Eucalyptus* sea muy indicado para la producción de biomasa con la mayor eficiencia si el recurso hídrico es limitado.

Determinaciones recientes para la especie *Eucalyptus globulus* arrojan una transpiración promedio para un árbol en Galicia de 1,78 litros de agua y día (Jiménez et al., 2007) y con el intervalo de valores entre 0,5 – 3,64 l/m² de otro estudio desarrollado sobre una masas de la misma especie en Portugal (David et al., 1997).

- Cermák J., Kucera J., Stepankova M., 1991. Water consumption of full-grown oak (*Quercus robur* L.) in a floodplain forest after the secession of flooding. En: *Floodplain Forest Ecosystem*. Vol. II, Penka, M., Vyskoti, M., Klímo, E., Vasicek, F. (eds.), Nueva York, pp: 397–417.
- David T.S., Ferreira M.I., David J.S., Pereira J.S. 1997. Transpiration from a mature *E. globulus* plantation in Portugal during a spring-summer period of progressively higher water déficit. 1997. *Oecologia* 110:153–159.
- Jiménez E., Vega J.A. Pérez-Gorostiaga P., Fonturbel T., Cuiñas P., Fernández C., 2007. Evaluación de la transpiración de *Eucalyptus globulus* mediante la densidad de flujo de savia y su relación con variables meteorológicas y dendrométricas.. *Boletín del CIDEU* 3: 119–138.
- Jorgensen U., Schelde K., 2001. Energy crop water and nutrient use efficiency. The International Energy Agency IEA Bioenergy, Task 17, Short Rotation Crops. Dinamarca. 38 pp.
- Pardos J.A. 2001. Fisiología Vegetal aplicada a especies forestales. Fundación Conde del Valle de Salazar. 456 pp.

• **El eucalipto no toma el agua de acuíferos profundos.** En un exhaustivo estudio científico llevado a cabo en Galicia (CALVO, 1992) el autor describe las relaciones agua-eucalipto del suelo diferenciando el comportamiento en cada una de las estaciones del año. Además de comprobar que en situaciones críticas de falta de agua la evapotranspiración real de diferentes sistemas forestales (eucaliptal, pinar, y robledal) es muy similar, descarta que el consumo de agua de las plantaciones de *E. globulus* provenga de acuíferos profundos. En esta línea, los trabajos de caracterización del sistema radicular del *E. globulus* (FABIÃO, 1986; FABIÃO et al., 1995; DONOSO, 1999) han demostrado que esta especie desarrolla una gran densidad de raíces en la zona superficial del suelo, decreciendo éstas de forma drástica por debajo de los 70-90 cm de profundidad. De forma general, el 80% de la biomasa del sistema radicular se sitúa en los primeros 60 cm de profundidad en el suelo.

Calvo de Anta R., 1992. El Eucalipto en Galicia. Sus relaciones con el medio natural. Univerisidade de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, pp. 1-211.

Donoso S., 1999. Evaluación de prácticas selvícolas en plantaciones de *Eucalyptus globulus*. Tesis Doctoral. ETSI Agrónomos y Montes. Universidad de Córdoba.

Fabião A.; Madeira M. V.; Steen E.; Katterer T.; Ribeiro C. y Araújo C. (1995). Development of root biomass in an *Eucalyptus globulus* plantation under different water and nutrient regimes. *Plant and Soil* 168-169: 215-223.

Por último, atendiendo a su papel como generador de productos que demanda la sociedad, es justo recordar que el eucalipto consume mucha menos agua que los cultivos agrícolas.

Consumo de agua por kg de biomasa producida en diferentes cultivos
Tipo de cultivo y consumo de agua por kg producido:

Patata (2.000 l/kg), Maíz (1.000 l/kg), Caña de Azúcar (500 l/kg) y
Madera de eucalipto (350 l/kg)

- **El eucalipto no es autóctono y no es un bosque natural, pero es la especie más eficiente como generador de materia prima en la menor superficie.** El eucalipto es alóctono. Esta condición la comparten otras especies forestales como el algarrobo o el castaño, introducido por nuestros antepasados, y otras muchas especies agrícolas. No parece un argumento suficiente para denostar nada, menos a un género arbóreo.

- **El eucalipto no es invasor.** El eucalipto es una especie que tiende a expandirse, porque tiene capacidad de rebrote y germinativa igual que el pino o el chopo, pero no es dañino para otras especies ni desequilibra el medio. En el caso concreto del clima mediterráneo, el eucalipto ni siquiera puede expandirse de forma. Según los profesionales forestales de distintas instituciones españolas, es dudoso que se pueda calificar a las especies de eucaliptos utilizadas en nuestro país de invasoras.

- **El eucalipto no es un desierto verde.** Es verdad que en cultivo posee menor diversidad biológica que un bosque natural, pero aún

así cuentan con una biodiversidad asociada muy beneficiosa para fauna y flora, y ni mucho menos ejercen un efecto aniquilador sobre la biodiversidad de su entorno.

Principales beneficios ambientales y socioeconómicos

- El eucalipto es fuente renovable de materias primas.** Comparados con otros cultivos forestales, e incluso con bosques naturales, el eucalipto cultivado es capaz de producir de manera sostenible más cantidad de madera o biomasa con el mismo consumo de recursos, satisfaciendo con eficiencia la creciente demanda de estas materias primas.

RENDIMIENTO DE ESPECIES COMÚNMENTE UTILIZADAS PARA CELULOSA

Rendimiento forestal ¹	Eucalipto	Abedul	Pino	Abeto (picea)	Haya	Acala ²
m ³ /ha/año	15-30	3-8	2-10	4-10	2-9	15-25
turnos (años) de corta	9-14	25-45	75-110	60-80	100-140	6-12
Rendimiento industrial	E. globulus	E. grandis	Pino	Abedul	Álamo	Acala ²
m ³ /adt	2,8-2,9	3,8-4,0	5,0	4,5	4,9	3,0

¹Datos medios (dependiendo de la especie, clima y suelo) para madera comercial m³sc (rollizo entrada a fábrica medido sin corteza).
No considera producciones forestales marginales.

²Referido a expectativas en Asia; la acacia se utiliza en India e Indonesia principalmente.
adt: air dry tonne o tonelada seca. m³sc: metros cúbicos de madera seca.

VILLENA J., 2003. Calidad de la madera de *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus* como materia prima para la industria pastero-papelera. En: Actas del I Simposio Iberoamericano de *Eucalyptus globulus*. Montevideo. CD-Rom.

- El eucalipto permite el uso múltiple del monte.** En los cultivos con eucalipto se desarrollan complementariamente muchos otros usos, perfectamente compatibles con la producción de madera: ganadería, uso cinegético, usos recreativos, actividad apícola, producción corchera, etc. **Sirva de ejemplo los xxx colmenas, los xx acuerdos con asociaciones de caza y xxx cabezas de ganado**

- Cultivar madera con eucalipto mejora los suelos marginales y/o degradados.** El efecto beneficioso de los árboles invierte los procesos de degradación. Según autores forestales como Montoya Oliver, "El eucalipto es un claro mejorador de los suelos en el caso de las tierras agrícolas que deban ser abandonadas como consecuencia de la política agraria comunitaria. Mejora los suelos, en especial los marginales, para los que hoy en día es una alternativa forestal bastante favorable, tanto ecológica como económicamente. Debería,



pues, de promocionarse su cultivo precisamente por razones de conservación y mejora de los suelos." (J.M. Montoya Oliver, "El Eucalipto"; 1995)

Los cultivos forestales son, por tanto, una oportunidad para mejorar los recursos económicos de las poblaciones rurales, ofreciendo usos alternativos sostenibles en terrenos de escasa calidad.

- **Cultivar eucalipto ayuda a fijar la población rural** a través el empleo. Sólo la actividad forestal de Ence genera más de 6.000 empleos específicamente en el ámbito rural, estables y enraizados con su entorno, y un volumen de riqueza que supera los 300 millones de euros en impuestos, aportaciones a la Seguridad Social y salarios, así como en compras forestales y rentas a propietarios.
- **El eucalipto da soporte a un sector industrial estratégico de primera necesidad.** La sociedad demanda productos derivados de la celulosa. España es deficitaria en madera. Las plantaciones de eucalipto representan sólo el 3% de las plantaciones forestales en España, un mínimo espacio que sin embargo produce la mayor parte de la madera nacional sosteniendo el tejido industrial que la transforma.
- **El eucalipto contribuye a la protección de bosques naturales.** Las plantaciones reducen la presión sobre bosques naturales para satisfacer la demanda social de madera y otros productos combustibles.
- **Los eucaliptales son sumideros de carbono atmosférico.** Los cultivos forestales de eucalipto actúan como importantes sumideros de CO₂ debido a su rápido crecimiento ayudando a frenar el cambio climático. Por cada m³ de biomasa producida, un eucalipto fija al año 1,9 t de CO₂.
- **Energías renovables.** Debido a su rápido crecimiento y al poder calorífico de su biomasa, las plantaciones de eucalipto representan una gran oportunidad como fuente de energía renovable.
Dato sobre poder calorífico – enrique centeno.

De la riqueza generada por Ence con el eucalipto

- Ence transforma la madera en dos productos: energía renovable a partir de biomasa y pasta de celulosa de alta calidad, cuyas



propiedades básicas (blancura, porosidad, resistencia u opacidad) se adaptan a las necesidades de cada cliente para evitar consumos innecesarios de recursos y, por tanto, haciendo una gestión medioambientalmente sostenible.

- En concreto la compañía tiene capacidad para producir al año 1.300.000 toneladas de pasta de papel ecológica, aprovechando la calidad que proporciona la madera de eucalipto. De hecho, está comprobado que la madera de esta especie contiene pocas impurezas, por lo que la celulosa que se extrae de ella tiene un índice de blancura más alto que el de otros árboles.
- En cuanto a la generación energética, Ence inyecta a la red 1.540.000 MWh/año de energía eléctrica, suficientes para abastecer más de medio millón de hogares y las necesidades de energía eléctrica de casi 1.700.000 personas.
- De la actividad de Ence en España dependen unos 11.220 empleos estables, con una fuerte incidencia en el medio rural, aportando cohesión social y alternativa económica donde es más preocupante el fenómeno social del abandono del campo.

De la postura de Ence sobre el Manifiesto de los Ecologistas

- Ence, empresa líder en gestión forestal sostenible en España y una de las más importantes del sector en Europa, ofrece a los grupos ecologistas y a las administraciones locales, autonómicas y estatal, la creación de una mesa conjunta que permita el consenso de un modelo de gestión sostenible de las plantaciones de eucaliptos en España.
- Ence mantiene una visión, que ha trasladado ya a las administraciones y a los grupos de interés con los que mantiene contactos, basada en un objetivo claro: propiciar un cambio en la ordenación territorial que permita hacer sostenibles las plantaciones de eucaliptos, un cultivo que, desde la visión de Ence e importantes científicos, es mucho menos agresivo para el medio ambiente que muchos otros cultivos forestales o agrícolas, ya que la intervención humana es mucho más reducida, así como el consumo de agua o el tratamiento con productos químicos.
- La presentación, ayer, del Manifiesto por parte de los grupos ecologistas es, para Ence, una oportunidad para abordar la necesidad de las plantaciones forestales, hacerlas sostenibles y conseguir a medio plazo, mediante el diálogo, un modelo de gestión coherente y con el que todas las partes se sientan identificadas.



Gerencia Comunicación Andalucía
Dirección General Comunicación, Marca y Reputación
Ct. A-5000, km, 7,5 – 21003 Huelva
959367700
comunicacion@ence.es
www.ence.es

- Ence es la más importante empresa de gestión forestal de España. Dispone de 116.000 hectáreas de superficie forestal en España (82.000 hectáreas), Portugal y Uruguay, de las cuales el 80% están certificadas de acuerdo con criterios de sostenibilidad en gestión forestal. La empresa, además, gestiona otras 14.000 hectáreas de cultivos energéticos, plantaciones de chopos y eucaliptos que permiten la generación de energía renovable con biomasa. En todas las superficies y cultivos forestales y energéticos de Ence se cumplen escrupulosamente las normas legales y los criterios de certificación forestal.
- Toda esa gestión forestal permite a Ence generar cada año 1,3 millones de Megavatios Hora de energía renovable (con una capacidad suficiente como para abastecer de energía eléctrica más de 570.000 hogares cada año) y la fabricación de 1,2 millones de toneladas de celulosa libre de cloro (libre de cloro elemental en las fábricas de Huelva y Asturias y totalmente libre de cloro en la fábrica de Pontevedra), celulosa que es materia prima para la fabricación de productos higiénicos y sanitarios de primera necesidad.
- En España, el eucalipto apenas supone el 2,8% de la superficie forestal de España. Las plantaciones que gestiona Ence en España son, en realidad, el 0,3 % de toda la superficie forestal de nuestro país. La empresa entiende que se trata de un debate necesario y perfectamente asumible para todos los grupos de interés.



BIO DIVERSE FORESTS
CREATED BY NATURE
SUPPORTED BY SCIENCE

ANEXO II



ANÁLISIS BIBLIOGRÁFICO DE LOS EFECTOS DEL CULTIVO DEL *Eucalyptus*

Fundación EDUFORES

ANÁLISIS BIBLIOGRÁFICO DE LOS EFECTOS DEL CULTIVO DEL *Eucalyptus*

PRÓLOGO

El aumento de la población mundial, que de acuerdo a las predicciones de las Naciones Unidas alcanzará a los 9 mil millones de personas el año 2050, supone grandes desafíos en relación al uso de los recursos naturales. No sólo la producción de alimentos deberá duplicarse, sino que la demanda por muchos otros productos también se verá fuertemente incrementada, incluyendo la demanda por madera.

Los bosques del mundo se encuentran sometidos a una enorme presión, especialmente por la necesidad de habilitar nuevas tierras para la agricultura en aquellos países con menor desarrollo, que tienen menores posibilidades de incrementar la productividad agrícola mediante la aplicación de mayor tecnología. Una mayor producción de alimentos necesariamente pasa por habilitar nuevas tierras para la agricultura. Frente a esta situación, someterlos a una presión adicional para satisfacer la creciente demanda de madera no parece posible, sin causar enormes daños en estos ecosistemas, que albergan la mayor riqueza en términos de biodiversidad y que cumplen funciones fundamentales en la provisión de diversos beneficios ambientales, entre ellos la mitigación del cambio climático.

Ciertamente que la solución está en las plantaciones forestales. La gran demanda de madera deberá suplirse mediante bosques plantados de alta productividad. Se deberá producir la mayor cantidad de madera en la menor extensión de tierra posible. Es aquí donde el género *Eucalyptus* juega un rol fundamental, debido al gran número de especies que se adaptan a diversas condiciones de suelo y clima alrededor del mundo, dando origen a los bosques de mayor productividad a nivel global. Las especies del género *Eucalyptus*, por su gran número y capacidad de crecer en condiciones muy diversas, incluyendo suelos muy deteriorados en términos de fertilidad y condiciones físicas por su mal uso a lo largo de siglos, no sólo tienen importancia desde el punto de vista de la producción, sino que también en la restauración de terrenos degradados. Este reviste especial importancia cuando en el mundo existe una serie de iniciativas destinadas a recuperar tierras degradadas.

Por otra parte, el cultivo de bosques plantados de *Eucalyptus*, en la mayoría de los países en donde se practica, genera reacciones negativas por parte de la sociedad, alimentadas por una serie de creencias, que en la mayoría de los casos, surgen de la generalización de situaciones reales, pero que sólo se producen cuando las plantaciones se han establecido en sitios (estaciones) inadecuados o cuando no se gestionan de manera



José Antonio Prado Donoso
Ex-Director de la División de Evaluación, Manejo y Conservación Forestal de la FAO;
Ex-Director de La Corporación Nacional Forestal (CONAF, servicio forestal de Chile);
Representante de Chile en las negociaciones de la CMNUCC en cuestiones forestales.

apropiada. Estos mitos generan un rechazo a las plantaciones de *Eucalyptus* por parte de la población, incluyendo, en muchos casos, a quienes deben tomar decisiones o legislar sobre temas que involucran a las plantaciones forestales. Esta visión negativa, en muchos países, se ha extendido a las plantaciones forestales en general.

El presente trabajo, realizado por profesionales con una larga experiencia en sus áreas de especialización, sin duda que representa un enorme aporte al conocimiento de la selvicultura de los eucaliptos, no solo en España, sino que en muchos países en donde se cultivan estas especies. Esta revisión, aun cuando da mayor relevancia a la bibliografía generada en España, hace una gran recopilación de estudios generados en la mayoría de los países en donde la plantación con especies del género *Eucalyptus* es importante. Se puede decir, sin temor a exagerar, que considera toda la bibliografía relevante que ha generado sobre el tema en los últimos 20 años.

La completitud y seriedad de las revisiones bibliográficas, que cubren los temas de mayor importancia y al mismo tiempo los temas que generan las mayores críticas, ayuda a despejar la mayoría de las dudas que se plantean en relación al cultivo de los *Eucalyptus*. Queda claro que en ciertas situaciones las plantaciones con estas especies pueden generar efectos ambientales negativos, pero que cuando las condiciones de suelo y clima y la gestión son adecuadas, estos efectos no difieren del que generan otros bosques plantados e incluso algunos bosques naturales y que en muchos casos, generan importantes beneficios, más allá de los beneficios económicos que pueden generar a sus propietarios. En este sentido es muy importante destacar el rol positivo que juegan estas plantaciones desde el punto de vista del desarrollo rural. Su cultivo permite dar un uso productivo a pequeñas propiedades que no tienen posibilidades de un uso agrícola.

El Análisis Bibliográfico de los Efectos del Cultivo del *Eucalyptus* constituye un gran aporte al conocimiento del cultivo de estas especies, clarificando, con información científica recopilada a nivel global y analizada de manera insesgada, una serie de creencias arraigadas en la sociedad, que de alguna manera perjudican un cultivo que tiene el potencial para ser la base del abastecimiento de madera para la producción de pulpa, papel y energía en los años venideros, ayudando a disminuir la presión que genera la creciente demanda por madera sobre los bosques naturales del mundo.

ÍNDICE

1	Resumen ejecutivo	[13]
2	<i>Executive summary</i>	[15]
3	Objetivos del proyecto	[17]
4	Metodología del proyecto	[19]
5	El cultivo del género <i>Eucalyptus</i> en el mundo	[21]
6	Valoraciones alrededor del cultivo del <i>Eucalyptus</i> en el mundo	[25]
7	Los efectos del cultivo del <i>Eucalyptus</i> sobre el suelo en la bibliografía científica	[29]
8	Los efectos del cultivo del <i>Eucalyptus</i> sobre los recursos hídricos en la bibliografía científica	[85]
9	Los efectos del cultivo del <i>Eucalyptus</i> sobre los incendios en la bibliografía científica	[117]
10	Los efectos del cultivo del <i>Eucalyptus</i> sobre la diversidad biológica en la bibliografía científica	[155]
11	Los efectos del cultivo del <i>Eucalyptus</i> sobre el desarrollo rural en la bibliografía científica	[182]
12	Principales conclusiones	[209]
13	Prioridades para futuros proyectos de investigación	[213]
14	Bibliografía de referencia	[215]
15	Autores	[221]

FIGURAS Y TABLAS

		Pág.
Cap. 4 / Metodología del proyecto		
Foto 1	Plantaciones de <i>Eucalyptus</i> en Uruguay	20
Cap. 5 / El cultivo de <i>Eucalyptus</i> en el mundo		
Mapa 1	Distribución de los eucaliptales australianos (Australian Government, 2019; https://www.agriculture.gov.au/abares/forestsaustralia/profiles/eucalypt-2019)	21
Foto 2	Plantaciones de <i>Eucalyptus</i> en Uruguay. Foto: Dirección General Forestal de Uruguay	22
Foto 3	Sistemas silvo-pastorales de <i>Eucalyptus</i>	22
Foto 4	Sistemas agro-forestales de <i>Eucalyptus</i>	22
Mapa 2	Plantaciones de <i>Eucalyptus globulus</i> en el Mundo (Pots 2004)	23
Foto 5	¿Qué puedes hacer con eucalipto?. Principales usos de esta especie	24
Cap. 7 / Los efectos del cultivo del <i>Eucalyptus</i> sobre los suelos en la bibliografía científica		
Fig. 1	Distribución de <i>Eucalyptus globulus</i> (arriba) y <i>Eucalyptus camaldulensis</i> (abajo) en España	31
Fig. 2	Distribución de grandes tipos de rocas en la Península Ibérica (Gallardo <i>et al.</i> 2015)	32
Fig. 3	Regímenes de humedad del suelo en España	33
Fig. 4	Series de Vegetación, según Rivas Martínez	34
Fig. 5	Tipos de suelos más representados en las plantaciones de eucalipto	35
Fig. 6	Distribución de los tipos de suelos más abundantes en España, según la clasificación FAO/UNESCO (IUSS Working Group WRB, 2014)	36
Tabla 1	Niveles nutricionales de plantaciones del NO de España y comparación con niveles de Brasil (Viera <i>et al.</i> 2016)	38
Fig. 7	Concentraciones de Ca y Mg en diferentes fracciones arbóreas para las especies más comunes en plantaciones forestales del norte de España (Merino <i>et al.</i> , 2005)	39
Fig. 8	Acumulación de nutrientes en biomasa y suelos en plantaciones de <i>Eucalyptus globulus</i> en Galicia (Viera <i>et al.</i> 2016; a partir de Merino <i>et al.</i> , 2005)	39
Fig. 9	Distribución de elementos en los diferentes compartimentos de plantaciones de <i>Eucalyptus globulus</i> (E1 y E4) y <i>Quercus suber</i> (Q) en el centro de Portugal (Madeira, 1991)	40
Fig. 10	La extracción de nutrientes por aprovechamiento de especies de crecimiento rápido, especialmente la del eucalipto, puede superar los aportes por vías naturales, como son la alteración de los minerales o los aportes atmosféricos. En el caso del eucalipto, hay que tener también en cuenta la importante acumulación de Ca en sus órganos, especialmente la corteza (Adaptado de Merino <i>et al.</i> , 2005). * Datos de Dambrine <i>et al.</i> (2000)	41
Fig. 11	Economía circular.	69
Cap. 8 Los efectos del cultivo del <i>Eucalyptus</i> sobre los recursos hídricos en la bibliografía científica		
Fig. 1	Esquema de trabajo y principales términos utilizados en las búsquedas bibliográficas	94
Fig. 2	Número de documentos analizados por año de publicación	95
Tabla 1	Principales términos del área temática y número de documentos que la abordan	95

		Pág.
Cap. 9 / Los efectos del cultivo del <i>Eucalyptus</i> sobre los incendios en la bibliografía científica		
Fig. 1	Porcentaje de la información disponible generada por países	121
Fig. 2	Distribución del número de publicaciones de cada país desglosado por subáreas temáticas, en términos relativos (eje X) y absolutos (valores en el interior de las barras)	121
Fig. 3	Distribución porcentual de la información disponible según las subtemáticas indicadas	123
Fig. 4	Distribución de la contribución de cada país a cada subárea temática, expresada en porcentaje y número de publicaciones	124
Fig. 5	Niveles medios de fiabilidad (parte superior) escalada de 1 (mayor) a 3 (menor), del grado de consenso (parte inferior) escalado de 1 (mayor) a 5 (menor) y del grado de plicabilidad a las plantaciones de eucalipto de la Península Ibérica (parte superior) escalada de 1 (mayor) a 3 (menor), relativos a la investigación revisada sobre la conexión eucalipto-fuego	127
Fig. 6	Imagen de situación típica de latizal de <i>E. globulus</i> en Galicia, indicando características de los combustibles del sotobosque y dosel arbóreo, comportamiento esperado del fuego y dificultad de extinción, para un conjunto de escenarios de velocidad de viento y pendiente con un 6% de humedad del combustible fino muerto. Fuente: Arellano <i>et al.</i> (2016, 2017)	131
Fig. 7	Comparación de características estructurales de combustibles del dosel arbóreo en latizales y fustales, conjuntamente, en los tipos de vegetación forestal arbolada más comunes en Galicia. Letras iguales indican valores medios no significativamente diferentes. Barras verticales, errores típicos. Basada en datos en Arellano <i>et al.</i> (2017).	132
Fig. 8	Comparación de características estructurales de combustibles del estrato superficial en los cuatro tipos de vegetación forestal más comunes en montes de Galicia (latizales y fustales). Se incluyen como referencia los valores de matorrales desarbolados, vegetación típica de la situación pre-plantación. Letras iguales indican valores medios no significativamente diferentes. Barras verticales, errores típicos. Basada en datos de Arellano <i>et al.</i> (2017).	132
Fig. 9	Comparación de la velocidad de propagación, intensidad lineal del fuego y distancia de generación de focos secundarios para los tipos de cubierta de vegetación más comunes en Galicia (latizales y fustales) en el escenario descrito en el texto. Se incluyen como referencia los valores de matorrales desarbolados, vegetación típica de la situación preplantación, en los casos que proceda. Letras iguales indican valores medios no significativamente diferentes. Barras verticales, errores típicos. Basada en Arellano <i>et al.</i> (2017)	133
Fig. 10	Comparación del índice de facilidad de entorchamiento de latizales y fustales de diferentes especies, relativo a los eucaliptales, en Galicia. Este índice, que expresa la mayor o menor facilidad al entorchamiento, relativa al eucaliptal, se ha definido como la diferencia de la velocidad de viento necesaria para el entorchamiento en cada especie y en el eucalipto, dividida por esta última y expresada en porcentaje. Valores negativos indican mayor facilidad de entorchamiento que en el eucalipto. Basado en datos de Arellano <i>et al.</i> (2017).	134
Fig. 11_a	Valores estimados de la velocidad de propagación del fuego en diferentes tipos de vegetación de Galicia. Se considera un escenario de velocidad del viento de 30 kmh ⁻¹ , medida a 10m de altura, fuera de la masa, una pendiente del terreno del 30% y humedad del combustible fino muerto del 6%. (Datos tomados de Arellano <i>et al.</i> , 2017)	134
Fig. 11_b	Valores estimados de longitud de llama en diferentes tipos de vegetación de Galicia. Se considera un escenario de velocidad del viento de 30 kmh ⁻¹ , medida a 10m de altura, fuera de la masa, una pendiente del terreno del 30% y humedad del combustible fino muerto del 6%. (Datos tomados de Arellano <i>et al.</i> , 2017)	135
Fig. 12	Variación de la velocidad de propagación del fuego, medida en túnel de viento, en gramíneas secas, hojarasca de <i>P. pinea</i> y restos de corta de <i>E. globulus</i> . Datos tomados de Guijarro <i>et al.</i> (2004).	135

		Pág.
Fig. 13	Puntuación relativa media de la velocidad de propagación del fuego, intensidad lineal y facilidad de inicio de fuego de copa en los tipos de cubiertas forestales dominadas por las especies y géneros indicados, en Portugal, según datos de Fernández (2009). Pp = <i>P. pinaster</i> ; Qs = <i>Q. Suber</i> ; Q. dec = <i>Q. Robur + Q. pyrenaica</i> ; Eg = <i>E. globulus</i> ; Mix = masas mezcladas de coníferas, deciduas y esclerófilas; Acac = <i>Acacia spp.</i> Barras verticales errores típicos cuando pueden determinarse	136
Fig. 14	Parte superior: Poder calorífico superior PCS, MJ/kg; Tiempo para la ignición, TT, s y Duración de la combustión con llama, DLL, s de diferentes especies arbóreas y arbustivas comunes. Parte inferior: Velocidad de pérdida de masa VPM, g/10s y tasa máxima de liberación de energía durante la combustión con llama, TMLC, MW/m ² Datos procedentes de resultados de experimentos en calorímetro de pérdida de masa (Madrigal et al., 2011)	138
Cap. 10 / Los efectos del cultivo del <i>Eucalyptus</i> sobre la biodiversidad en la bibliografía científica		
Fig. 1	Distribución del eucalipto en España (Mapa Forestal de España, MFE)	157
Fig. 2	Número de casos comparativos entre eucaliptal y otros usos del suelo (o diferentes características estructurales) obtenidos mediante la revisión sistemática por taxón analizado.	160
Tabla 1	Número de casos según el signo del efecto observado de las plantaciones de eucalipto en la biodiversidad (diversidad, abundancia y estructura de las comunidades en conjunto) en función de la tipología de los hábitats contrastados.	161
Tabla 2	Número de casos según el signo del efecto de las plantaciones de eucalipto en relación a otros usos del suelo, en función de los parámetros de biodiversidad analizados.	161
Fig. 3	Número de casos con efectos negativos, positivos o sin diferencias observadas sobre los parámetros analizados en función de los grupos taxonómicos en los que se han clasificado los trabajos revisados a escala global o en distintas regiones biogeográficas, que incluyen Paleártico Occidental, Neártico, Neotrópico y Afrotrópico (Azul: Efecto negativo; Naranja: Sin diferencias observadas; Gris: Efecto positivo).	163
Fig. 4	Número de casos con efectos negativos, positivos o sin diferencias observadas sobre los parámetros analizados en función de los grupos taxonómicos en los que se han clasificado los trabajos revisados referidos a la península ibérica (Azul: Efecto negativo; Naranja: Sin diferencias observadas; Gris: Efecto positivo).	163
Tabla 3	Proporción de casos en los que se muestran efectos negativos del eucalipto con respecto a otras formaciones arboladas (frondosas de regeneración natural, pinares, generalmente de plantación, y plantaciones de otras exóticas). Se muestra el porcentaje de casos de cada parámetro analizado, en los que el eucaliptal muestra valores inferiores (o diferencias en cuanto a la diversidad funcional) que el grupo contrastado.	164
Cap. 11 Los efectos del cultivo del <i>Eucalyptus</i> sobre el desarrollo rural en la bibliografía científica		
Fig. 1	Cambio porcentual de población 2019 frente a 1998. Fuente: Picos (2020)	186
Tabla 1	Países identificados y número de artículos analizados en la realización del estudio.	190
Tabla 2	Temas seleccionados en la realización del estudio	193
Tabla 3	Parámetros identificados de gestión forestal	194
Cap. 12 Principales conclusiones		
Fig. 1	Bosque de ribera y eucaliptos	210



1

Resumen ejecutivo

El género *Eucalyptus* es el segundo más empleado en cultivos forestales a lo largo del mundo. Se trata de un género de la familia de las Mirtáceas procedente básicamente de Australia y que cuenta con un total de 700 especies diferentes. Conocido desde que los europeos llegaron a Australia a finales del siglo XVIII, se fue expandiendo por los trópicos y subtrópicos además de áreas de clima mediterráneo y templado-oceánico térmicos a lo largo del siglo XIX y XX. Sus principales usos han sido la prevención de la erosión, así como la producción de leñas, apeas de minas y celulosa. La emergencia de las cuestiones ambientales hace 50 años de un lado y la demanda creciente de celulosa de fibra corta promovieron su cultivo desde entonces. Especialmente el *E. globulus* permite reducir la madera necesaria para producir 1 t de pasta de papel de excelente calidad y, a la vez, reducir los subproductos potencialmente contaminantes.

En España se plantó tanto en el SW (Huelva) como en el NW (Galicia, Asturias, Cantabria y Vizcaya costera), principalmente *E. globulus*, pero en el SW también *E. camaldulensis*. El impulso repoblador en el SW correspondió a la Administración forestal, las empresas y propietarios de cierta extensión mientras en el NW fundamentalmente a miles de pequeños propietarios. Los intentos de plantación fuera de estas áreas tuvieron poco éxito en términos productivos. Recientemente se está expandiendo el cultivo de *E. nitens* por su mayor resistencia al frío si bien su poten-

cial cualitativo es inferior al *E. globulus*. Existen en España actualmente un total de 620.000¹ ha de eucaliptales que producen anualmente el 40% del total de cortas de madera en España (7,8 millones de m³)² de los que se destinan a pasta de papel 2/3 y el resto a otros usos de la madera y energía en menor medida³ y un valor de facturación de 256 millones de € en pie. La productividad media realizada de esta especie es de 12 m³/ha/a si bien el crecimiento es algo superior produciéndose una capitalización de sus masas. La pasta de papel con certificado de gestión forestal sostenible producida en España ha pasado del 17% en 2013 al 74% en 2019 lo que constituye un aumento considerable en tan solo 6 años.

Las principales críticas respecto al uso de este género fuera de su área natural se han centrado en el agotamiento de suelos, consumo de recursos hídricos, comportamiento ante el fuego, empobrecimiento de los ecosistemas, carácter invasor y su limitada diversificación económica. Entre sus aportaciones destaca la económica distribuida en el NW de la Península Ibérica entre 300.000 pequeños propietarios y comunidades de vecinos y el sustento de una de las contadas industrias competitivas de dimensión de esa zona basadas en recursos domésticos y un considerable número de PYMES distribuidas por un amplio territorio, así como la mejora del suelo constatada en un considerable número de repoblaciones.

¹ Sin incluir masas mixtas.

² MITECORD (2021): Anuario Estadístico Forestal 2018.

³ COSE, ASPAPEL (2019): Informe sobre la movilidad de la madera en Galicia. Información interna (ASPAPEL).

El presente proyecto pretende identificar y analizar los resultados de la literatura científica internacional sobre los efectos del cultivo del eucalipto a escala global centrado en sus efectos sobre el suelo, recursos hídricos, incendios, biodiversidad y desarrollo rural. Del análisis de la literatura sobre el cultivo del eucalipto destacan las siguientes 8 conclusiones que afectan al menos a dos de las áreas temáticas:

- 1 El cultivo del eucalipto constituye un recurso capaz de proveer bioproductos y un impulso a la economía rural claves dependiendo su oportunidad del contexto y su gestión.
- 2 Es necesario contextualizar el cultivo del eucalipto tanto en relación a la génesis de muchas plantaciones como a sus posibles efectos.
- 3 Los problemas constatados no consecuencia de la especie o de su cultivo, sino que responden a causas mucho más complejas aparentemente contradictorias.
- 4 Se requieren estrategias para diversificar el cultivo del eucalipto en las diferentes escalas territoriales que permita mejorar su performance ambiental.
- 5 Debe prestarse una atención mucho mayor a la contribución de su cultivo al desarrollo rural y especialmente a la fijación de empleo para alinear políticas que lo refuercen.
- 6 Movilizar el potencial latente no es solo una cuestión técnica sino sobre todo de arquitectura social e innovación.
- 7 Pese a su extensión territorial e importancia socioeconómica el cultivo del eucalipto es aún una realidad muy desconocida requiriendo de una inversión perseverante en comunicación.
- 8 Es necesario cubrir las lagunas de conocimiento prioritarias para optimizar su cultivo.

Se presentan los proyectos de investigación prioritarios con el objetivo de cubrir las lagunas de conocimientos y poder optimizar así las decisiones tanto de gestión incluyendo su planificación, como de marco político o empresariales. Destacan el mayor conocimiento sobre los efectos de las repoblaciones sobre suelos degradados y la evolución del carbono en el suelo, consolidar estudios ecohidrológicos obtenidos de parcelas permanentes, los modelos selvícolas para reducir el riesgo de incendios o la ampliación de las escalas, la ponderación de los efectos en función de su relevancia e intensidad en el ámbito de la biodiversidad o el establecimiento de sistemas de contabilidad a escala de finca.

En definitiva, se trata de un ámbito que ha generado intensos debates, especialmente en el ámbito social, con posiciones considerablemente divergentes, pero insuficientemente fundadas en información científica contrastada que permita ajustar su cultivo para alcanzar niveles de excelencia en todos sus ámbitos económicos, ambientales y sociales. A cubrir ese déficit va orientado este proyecto.

2

Executive summary

The genus *Eucalyptus* is the 2nd most used one in forest plantations globally. It embraces 700 species mostly native to Australia and belongs to the Myrtaceae family. It is well known since Europeans arrived to Australia at the end of the XVIIIth century broadly used in tropical, subtropical, Mediterranean and mild temperate climates in the XIXth and XXth centuries.

Its main uses have been soil protection, firewood, mining poles and pulp. The growing environmental consciousness during the past 50 years and demand for high qualitative short fiber-based paper pushed its cultivation since then. Especially *E. globulus* allows to reduce the needed wood for producing 1 t of pulp of excellent quality while at the same time to reduce potentially polluting sub-products.

In Spain *Eucalyptus* have been planted both in SW (Huelva, Andalucía) as in NW regions like Galicia, Asturias, Cantabria and the west coast of the Bask country. Afforestation efforts in SW Spain were started by the Forest Service followed by pulp companies and larger forest owners while in the NW was steadily driven by thousands of smallholders. Attempts to grow them in other regions failed in productive terms. Recently *E. nitens* is being planted broadly due to its stronger frost resistance even if his qualitative potential is significantly lower. *Eucalyptus* adds 620.000 ha in Spain that contri-

bute to 40% (7,8 M m³/p.a.) of the domestic wood supply⁴. 2/3 are used for pulp and the rest for other wood uses and energy adding a total value of 256 million €/p.a.⁵. The average fellings add 12 m³/ha/a even if the growth is significantly higher contributing to a significant increment of the growing stock. Certified pulp of *Eucalyptus* produced in Spain grew considerably from 17% (2013) to 74% in 2019.

The main criticism to the use of *Eucalyptus* has been focusing on the risk of exhaustion of soils, the embedded water use, fire behavior, empowerment of ecosystems, it's invasive nature and weak economic diversification. On the positive side, its contribution to the income of 300.000 small family and community forest owners in NW Spain, to the existence of a sizeable strategic industrial sector based on domestic resources and a long list of geographically broadly distributed supplying SME are out of debate.

The aim of this project is to mine and analyze scientific publications around the globe related to the effects of *Eucalyptus* plantations regarding soil, water, fires, biodiversity and rural livelihoods. From the analysis of the scientific literature related to *Eucalyptus* plantations and their effect 8 main conclusions that are shared at least between two or more thematic areas have been identified:

⁴ Inventario Forestal Nacional (MITECORD, 2020)

⁵ COSE, ASPAPEL (2019): Informe sobre la movilidad de la madera en Galicia. Información interna (ASPAPEL). This value refers before logging.

- 1 *Eucalyptus plantations are a valuable resource supplying both biomaterials and boosting rural economies depending of the context and how they are managed.*
- 2 *Contextualizing the historical development and its effects of Eucalyptus plantations is a requisite for a solid and balanced approach.*
- 3 *The identified sometimes paradox issues are less caused by the presence of Eucalyptus or its management but rooted in more complex causes.*
- 4 *Improving the environmental performance of Eucalyptus plantations through diversification of its management at different spatial scales.*
- 5 *Understanding the contribution of Eucalyptus plantations to rural development and specially ensuring rural employment in order to align supporting policies.*
- 6 *Mobilizing the latent potential is not a technical challenge but one of social capital building and innovation.*
- 7 *Despite their extension and socioeconomic relevance, Eucalyptus-based sector is deeply unknown resource meriting a perseverant communication.*
- 8 *Covering identified knowledge gaps is key in order to optimize its performance.*

A number of research projects are proposed in order to answer to the identified research gaps with the aim to improve management decisions as well as the political and entrepreneur frame. The most relevant ones are linked to the increase knowledge on the impact of Eucalyptus afforestations on degraded soils and soil carbon evolution in time, consolidate eco-hydrological monitoring, new silvicultural models able to reduce fire risk or enlarging the spatial scales, the weighting of effects to biodiversity according to their relevance or intensity and the establishment of estate-based accounting systems.

Eucalyptus plantations have triggered heated debates - mainly in the social sphere - from quite divergent starting positions unfortunately weakly scientifically grounded. In order to reach the outstanding environmental, social and economic standards they merit requires to close the identified knowledge gaps.

3 | Objetivos del proyecto

Desde finales del siglo XIX el cultivo de ciertas especies del género *Eucalyptus* habían despertado el interés en climas subtropicales y tropicales, así como en mediterráneos y templados oceánicos térmicos. Su prolífico uso generó a partir de la década de 1970 crecientes críticas que se analizan en el capítulo 5.

Fruto de este intenso debate su empleo en primeras repoblaciones ha sido objeto de una creciente regulación normativa. La tendencia a basar las políticas en evidencia científica⁶ y la creciente disponibilidad de resultados científicos sobre el cultivo de esta especie aconsejaban un ejercicio de recopilación y análisis bibliográfico estandarizado como punto de partida para ejecutar el presente proyecto cuyos objetivos operativos se definen como:

1. Identificar el **estado del arte de la investigación** sobre el eucalipto.
2. **Analizar críticamente** las principales conclusiones más allá de su valoración positiva, negativa o ambivalente.
3. Enjuiciar el **nivel de consenso** que estas conclusiones alcanzan en la comunidad científica.
4. Enjuiciar su **validez** desde un punto de vista **metodológico**.
5. Evaluar su **aplicabilidad y relevancia** respecto al cultivo del eucalipto en la Península Ibérica.

Obviamente, los objetivos operativos de toda investigación deben estar enmarcados en unos objetivos estratégicos más amplios que incluyen:

- a) Mejorar la gestión de los eucaliptales con el objetivo de aumentar sus efectos positivos y reducir los negativos.
- b) Ajustar futuras regulaciones a los avances de la investigación superando otras fuentes de naturaleza subjetiva.
- c) Identificar proyectos prioritarios para cubrir las lagunas de conocimiento (*knowledge gaps*).
- d) Mejorar la comunicación con la sociedad desde una base científicamente sólida.

La Fundación EDUFORES contrató el presente proyecto a un consorcio de investigadores prestigiosos para que abordasen los principales efectos del cultivo del género *Eucalyptus* focalizando en 5 áreas temáticas que se identificaron como prioritarias y de forma paralela, armonizada y coordinada. Las 5 áreas temáticas se escogieron una vez realizado un mapa de los principales efectos del cultivo del *Eucalyptus* excluyéndose aquellas ya suficientemente estudiadas (naturaleza invasora, aspectos productivos, sanidad forestal).

Las áreas temáticas estudiadas fueron:

- **Suelos**
- **Recursos hídricos**
- **Incendios**
- **Biodiversidad**
- **Desarrollo rural**

El proyecto tiene como objetivo identificar en base al análisis de la bibliografía científica disponible los efectos

⁶ EU Commission (2015): Strengthening Evidence Based Policy Making through Scientific Advice Reviewing existing practice and setting up a European Science Advice Mechanism. https://ec.europa.eu/research/sam/pdf/strengthening_evidence_based_policy_making.pdf

del cultivo del género *Eucalyptus* en cada uno de esos ámbitos fuesen positivos, negativos o ambivalentes y su vinculación con los factores de gestión (densidad de plantación, turnos, claras, selección de rebrotes, etc.) con el objetivo de mejorar tanto la gestión aplicada como la normativa aplicable. En paralelo se buscaba interrelacionar entre las áreas temáticas estos efectos para identificar synergias (*win-wins*) o *trade-offs* que considerar.

Era obvio que no se iba a disponer de resultados científicos sólidos en todas las áreas temáticas o tipología de efectos además de aplicabilidad directa sobre las zonas de cultivo en la Península Ibérica. Por ello se incluyó la identificación de lagunas de conocimiento (*research gaps*) ya fuesen completa o de ajuste de resultados obtenidos en otras regiones del mundo.



4

Metodología del proyecto

La Fundación EDUFORES encomendó la coordinación del presente proyecto a Eduardo Rojas, profesor de la Universidad Politécnica de Valencia en febrero de 2019.

En primer lugar, se identificaron las áreas temáticas con efectos relevantes del cultivo del *Eucalyptus* excluyéndose aquellas donde existía información recopilada suficiente (sanidad, genética u optimización económica de la gestión). Una vez escogidas las 5 áreas temáticas prioritarias, se identificaron los mejores expertos en cada una de ellas:

- **Suelos:** Agustín Merino, Universidad de Santiago de Compostela.
- **Recursos hídricos:** Juan Carlos Giménez, Universidad de Extremadura y Antonio Dámaso del Campo García, Universidad Politécnica de Valencia.
- **Incendios:** José Antonio Vega, experto senior, asistido por un equipo formado además por Stefano Arellano, Cristina Fernández, Enrique Jiménez, José M^a Fernández y Ana M^a Ruiz.
- **Biodiversidad:** Víctor Sazatornil y Jordi Camprordon del Centre Tecnològic Forestal de Catalunya.
- **Desarrollo rural:** Eduardo Rojas Briales, Universidad Politécnica de Valencia y Verónica Rodríguez Vicente, Universidad de Santiago de Compostela.

Los capítulos de recursos hídricos y de desarrollo rural fueron completados por Antonio del Campo, Universidad Politécnica de Valencia y Verónica Rodríguez, Consellería de Educación, Cultura y Universidades de la Xunta de Galicia, respectivamente.

Por lo tanto, la responsabilidad de la autoría de este proyecto corresponde en los capítulos temáticos (6-10) a los responsables indicados anteriormente y los restantes capítulos (1-5 y 11-13) además de la coordinación del conjunto del proyecto al coordinador. Se acordó una estructura común para cada uno de los ámbitos temáticos y un calendario que permitiese un proceso paralelo. En concreto, la estructura estaría formada por los siguientes capítulos para cada ámbito temático:

- 1 Introducción: estado del arte en el área temática concreta (suelos, recursos hídricos, incendios, biodiversidad y desarrollo rural) incluidas posibles subáreas
 - 2 Países prioritarios identificados.
 - 3 Metodología y descripción de la bibliografía identificada (científica, gris, países) citando las bases de datos utilizadas (preferentemente *Web of Science*, *Scopus* y *Google Scholar*)
 - 4 Listado de la bibliografía identificada.
 - 5 Principales conclusiones y su vinculación con los parámetros de gestión/desarrollo rural de relevancia identificados para el área temática concreta (número de publicaciones identificadas, especies, área geográfica, etc.) incluyendo un cuadro resumen (vid. Esquema propuesto más abajo).
 - 6 Lagunas de conocimiento temáticas y geográficas identificadas y posibles proyectos de investigación para cubrirlos.
 - 7 Conclusiones.
- Se preparó adicionalmente una tabla normalizada para

recoger la literatura identificada y analizada (Anexo 4) incluyendo subárea, año, tipo de publicación, país o área geográfica, fiabilidad (1 alta, 2 media, 3 baja), extrapolabilidad a condiciones ibéricas (1 alta, 2 media, 3 baja), conclusiones y lagunas de conocimiento identificadas. Igualmente, se diseñó otra tabla estandarizada con el objetivo de recoger las principales conclusiones vinculándolas con los parámetros de gestión o desarrollo rural de relevancia identificados para el área temática concreta (Anexo 5). Finalmente se preparó otra tabla para recoger las propuestas esquemáticas de proyectos de investigación propuestos para cubrir las lagunas de conocimiento identificadas (Anexo 6). Tanto en los capítulos 4 como 6 se incluyó una breve introducción en el texto apoyada por las tablas propuestas.

Los anexos correspondientes a los subcapítulos 4, 5 y 6 se encuentran en la versión digital de la publicación como anexos 1, 2 y 3.

Se mantuvieron dos reuniones a lo largo de 2019 plenarias con la Fundación Edufores, responsables de las áreas temáticas y el coordinador además de otras adicionales, especialmente en las fases finales entre la Funda-

ción y el coordinador.

Se estructuró el proceso en 4 entregas:

1^a Bibliografía identificada.

2^a Resultados del análisis bibliográfico.

3^a Lagunas de conocimiento identificadas y propuestas de proyectos para cubrirlos.

4^a Entrega definitiva.

La revisión de la calidad de los documentos se recomendó al coordinador existiendo en el caso de la última entrega un proceso iterativo de revisión con la implicación tanto de la Fundación Edufores como del coordinador.

El proyecto se ha extendido a lo largo de 22 meses superando lo originalmente previsto. Las principales causas de ese retraso se deben a las contingencias de movilidad y acceso a las oficinas durante el confinamiento por la COVID-19, así como sucesivos comentarios del grupo de trabajo de revisores por la Fundación Edufores para la entrega definitiva.

Por otro lado, en dos casos se produjo una renuncia voluntaria de los autores de los capítulos temáticos lo que hizo necesario identificar y encargar a otros expertos su finalización.

Foto 1

Plantaciones de *Eucalyptus* en Uruguay



5

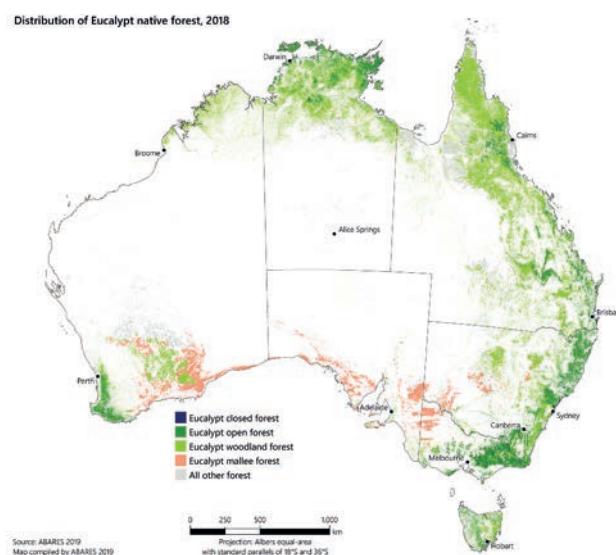
El cultivo del *Eucalyptus* en el mundo

El género *Eucalyptus* es el segundo más empleado en cultivos forestales a lo largo del mundo. Se trata de un género de la familia de las Mirtáceas procedente de Australia y en menor medida de Nueva Guinea, Indonesia y Filipinas con un total de 700 especies diferentes (Lama, 1976). Recientemente se ha subdividido en 3: *Eucalyptus*, *Corymbia* y *Angophora*. Cabe resaltar que se han encontrado fósiles de este género en Sudamérica. Conocido desde que los euro-

peos llegaron a Australia a finales del siglo XVIII se fue expandiendo por los trópicos y subtropicos además de áreas de clima mediterráneo y templado-oceánico térmicos a lo largo del siglo XIX y XX. En Australia ocupa 101 millones de ha, especialmente en toda su periferia con excepción del NW y con mayor presencia en el E y Tasmania siendo la presencia en el interior muy marginal debido a las bajas y erráticas precipitaciones.

Mapa 1

Distribución de los eucaliptales australianos (Australian Government, 2019; <https://www.agriculture.gov.au/abares/forestsaustralia/profiles/eucalypt-2019>



Se han venido utilizando profusamente a lo largo de la geografía terrestre dentro de los climas viables para esta especie (tropicales, subtropicales, mediterráneos y tem-

plado-oceánicos más suaves) en plantaciones forestales, pero también de forma aislada o en formaciones silvo-pastorales y en menor medida agroforestales.

Foto 2 → Plantaciones de *Eucalyptus* en Uruguay



Foto: Dirección General Forestal de Uruguay

Foto 3 → Sistemas silvo-pastorales de *Eucalyptus*



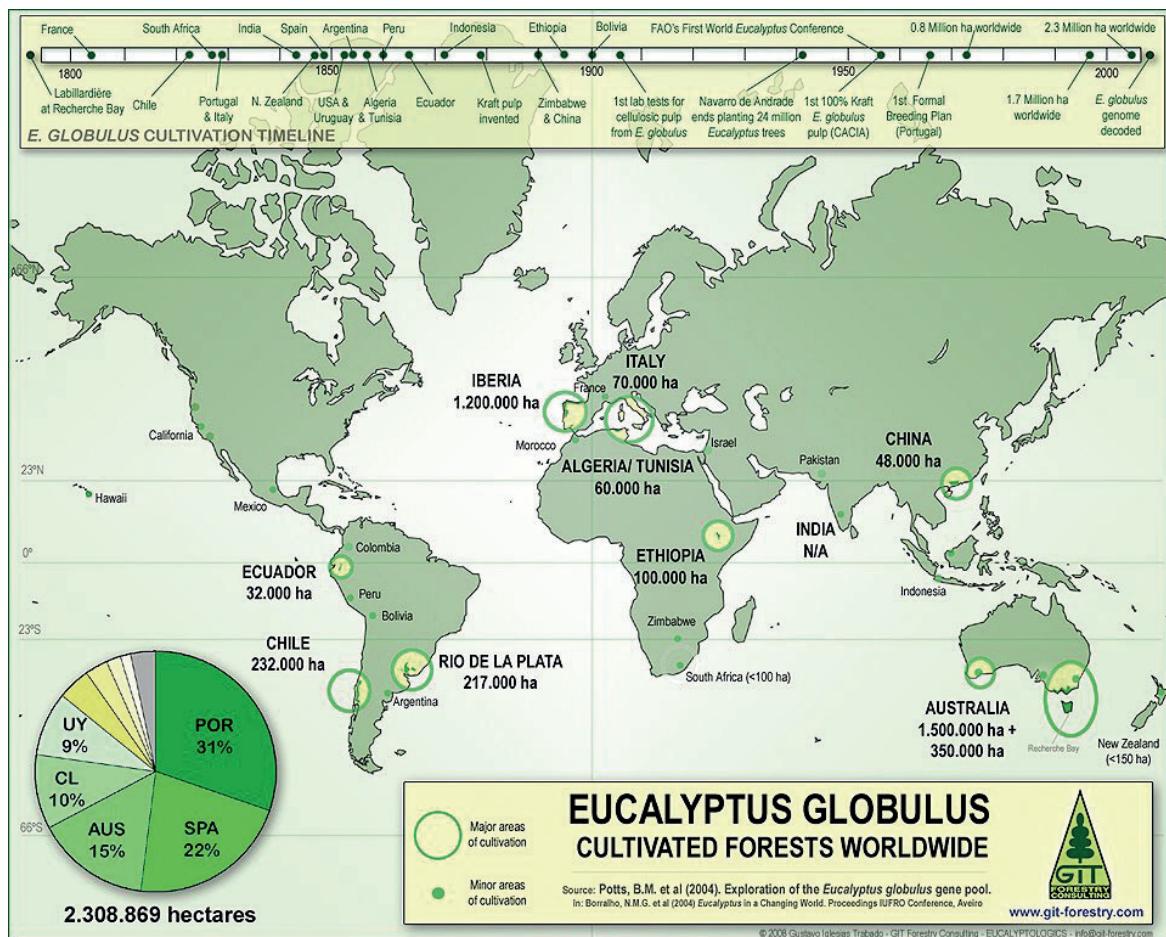
Foto 4 → Sistemas agro-forestales de *Eucalyptus*



En total existen 20 millones de ha⁷ de plantaciones de *Eucalyptus* en todo el mundo suponiendo el 26% de las plantaciones industriales después del género *Pinus* que suponen el 42%⁸. El primer país del mundo es Brasil con 5,7 millones de ha, seguido de China (4,5 millones ha) e India⁹ con 3,9 millones de ha; si bien esta información no está suficientemente contrastada debido a las dificultades

de su inventariación en tanto que arbolado disperso y su naturaleza agroforestal. Siguen España y Chile con 620.000¹⁰ y 660.000 ha respectivamente¹¹. Se han utilizado fundamentalmente las especies *E. globulus*, *camaldulensis*, *grandis*, *saligna*, *urophylla* y recientemente *nitens* (Prado, 2015).

Mapa 2 → Plantaciones de *Eucalyptus globulus* en el Mundo (Potts 2004)¹²



⁷ <https://agritrop.cirad.fr/589039/1/ID589039.pdf>

⁸ Indufor. 2012. Strategic review of the future of forest plantations. FSC. Helsinki. En este informe se contabilizan 14 millones de ha.

⁹ <http://www.fao.org/3/ac772e/ac772e06.htm#:~:text=The%20total%20area%20covered%20is,of%20eucalypt%20plantations%20are%20planted>.

¹⁰ Anuario Estadístico forestal (MITCORD, 2021). No se incluyen masas mixtas.

¹¹ <https://www.lacanflorestal.com/blank/>; <https://www.conaf.cl/nuestros-bosques/plantaciones-forestales/>.

¹² Potts B.M. 2004. Exploration of the *Eucalyptus globulus* gene pool. Proceedings IUFRO Conference. Aveiro.

La especie preferida para la producción de pasta de papel ha sido *E. globulus* del que existen 4 millones de ha de plantaciones, algo más de 1/3 en Australia – especialmente en el SW -, otro tanto en la Península Ibérica y una superficie considerablemente menor en Etiopía, Chile y Uruguay. En los trópicos se ha utilizado preferentemente *Eucalyptus grandis* (Brasil, África central) mientras que en climas más áridos como Etiopía ha sido *E. camaldulensis*. Esta especie también se usó prolíficamente en zonas pantanosas mediterráneas. En las zonas más frías, pero de suficiente pluviometría y suelos indicados se ha utilizado con profusión en los últimos años *E. nitens*.

Los *Eucalyptus* cultivados en plantaciones prefieren suelos ácidos y pluviometrías superiores a 800-1000 mm/a y elevada humedad ambiental en zonas libres de heladas o con heladas esporádicas y de poca entidad. En estos climas alcanzan crecimientos corrientes de hasta 80 m³/ha/a en

los trópicos y 40 en climas templados suaves si bien las medias son considerablemente inferiores.

La pasta de *Eucalyptus* es de fibra corta de alta calidad lo que junto a su alto porcentaje de celulosa/m³ reducen el impacto ambiental del ciclo productivo al reducir los sub-productos (lignina, licor negro) y el transporte de madera. En el pasado y por su dureza ha sido profusamente utilizada en la minería, como postes en la agricultura, para construcción naval y bateas, como combustible y más recientemente como madera para usos exteriores si bien tiene una considerable tendencia al reviramiento. La mejora genética en el futuro podrá focalizar en responder mejor a la demanda principal (pasta, madera de sierra), reforzar la resiliencia ante agentes climáticos y bióticos y el crecimiento.

Entre los otros productos del bosque destaca la producción melífera que además se produce en invierno y los aceites esenciales sea como perfumes o para uso sanitario.

Foto 5

¿Qué puedes hacer con eucalipto?. Principales usos de esta especie.



6

Valoraciones alrededor del cultivo del *Eucalyptus* en el mundo

Introducción

El cultivo de especies del género *Eucalyptus* ha recibido en los pasados 40 años considerables valoraciones en los diferentes países susceptibles a su cultivo por clima y suelo a este género focalizadas en una serie de efectos considerados por esos autores como positivos o negativos. El presente capítulo se centra en las valoraciones positivas o negativas que deberán ser analizadas en detalle en los respectivos capítulos temáticos (6-10).

Entre estos efectos se citan fundamentalmente

- Suelos.
- Biodiversidad.
- Incendios.
- Consumo de agua.
- Especie invasora.
- Carbono.
- Paisaje.
- Menor diversificación económica.
- Desarrollo rural y empleo.
- Bioeconomía.

Suelos y restauración

La crítica a su empleo se centra en el alto consumo de nutrientes de las plantaciones de *Eucalyptus*, así como en algunos momentos una pobre protección del suelo y riesgos de erosión, especialmente en climas semiáridos. El posible destoconado, cada 3-4 turnos para evitar el agotamiento de las cepas y aprovechar materiales vegetales mejorados, genera un momento delicado en la protección

del suelo en el caso de fuertes pendientes.

Fertilización, elección adecuada de estación y especie pueden contribuir a minimizar considerablemente estos efectos. También se debe recordar que no todas las estaciones se caracterizan por suelos ácidos y arenosos con bajos contenidos de nutrientes.

Por otro lado, se ha constatado un importante potencial restaurador al venirse utilizando como especies pioneras en repoblaciones de suelos degradados. Si bien existen visiones muy críticas respecto a su impacto en el suelo también se constatan observaciones favorables al uso de la especie, especialmente si no es la única utilizada¹³.

Biodiversidad

Las plantaciones extensas con objeto de producción de pasta de papel, apeas o leñas generan condiciones pobres para muchas especies sean vegetales o animales comparado con otras formas de uso del suelo u otra tipología de formaciones forestales.

Los turnos empleados, la intensidad de la gestión, el uso del suelo previo a la plantación de *Eucalyptus* y la estructura y composición del sotobosque influyen en la capacidad de las plantaciones de retener biodiversidad y por lo tanto son elementos fundamentales en la gestión orientada a minimizar los efectos no deseados. La presencia de algunos árboles de gran tamaño puede proporcionar un sustrato de nidificación adecuado para determinadas especies de rapaces forestales.

¹³ Brancalion *et al* (2019).

Incendios

La alta inflamabilidad de la corteza y hojas secas, así como sus elementos volátiles y la generación de pavesas han sido reiteradamente citados como desventajas de las masas de eucaliptos en esta temática. No obstante, además de rebrotar tras incendio, las densidades de biomasa/ha son bajas-moderadas –lo que genera una menor intensidad del fuego– y la probabilidad de incendio de copas menor a partir de cierta edad por su poca ramosidad. Las masas más críticas son las mezcladas, las agotadas tras sucesivos rebrotos y las abandonadas, especialmente en zonas periurbanas.

Una adecuada ordenación y gestión de las masas puede reducir considerablemente el riesgo. De hecho, una de las zonas con menos incendios de Galicia es precisamente el N de A Coruña y Lugo donde se encuentra una mayor concentración de eucaliptales.

Consumo de agua

Como especie de crecimiento rápido se caracteriza por un considerable consumo de agua especialmente en edades intermedias y en situaciones de alta espesura. Por otro lado, la posición de sus hojas las hace muy eficientes en la captura de precipitación horizontal mientras que, por otro lado, reduce la intercepción en comparación con la mayoría de especies arbóreas.

Densidades adecuadas, alargamientos de turnos y limitar su uso en zonas con problemas de suministro de aguas serían soluciones factibles. De hecho, en Galicia y la Cornisa Cantábrica, el balance hídrico de las cuencas del NW no suele ser deficitario siendo la mayoría de las cuencas excedentarias.

Especie invasora

Existe una considerable polémica entre ecólogos especializados en determinar el grado de invasora de una especie y otros científicos que aducen las contrastadas evidencias de campo que contradicen que tenga carácter invasor o esté naturalizada en la Península Ibérica. La información de los sucesivos Inventarios Forestal Nacionales no confirma la hipótesis de tratarse de una especie invasora al responder el aumento de su extensión en las zonas donde esto ocurre en su práctica totalidad a plantaciones.

Cabe recordar que esta cuestión no se ha incluido en este proyecto al haberse tratado en otro proceso anterior¹⁴. En todo caso, el objetivo productivo debe ser la plantación donde sea conveniente utilizando material genéticamente mejorado y no la expansión incontrolada.

Carbono

Comparando bosques “autóctonos” maduros con eucaliptales cultivados para pasta de papel caracterizados por turnos breves es obvio que el carbono almacenado en la biomasa y suelo sea mayor en los primeros.

Debe considerarse el almacenamiento temporal de carbono y, sobre todo, la substitución por el uso de la madera extraída substituyendo plásticos, textiles y energías fósiles. Además, los usos alternativos mayoritarios en el entorno donde se plantan los eucaliptos disponen de menores stocks de carbono, así como de potencial de extracción sostenible de biomasa, así como de almacenamiento temporal y substitución. Además, una mayor capitalización de las plantaciones sea por mayor crecimiento o turnos podría compensar este diferencial respecto a otras formaciones forestales.

Paisaje

Es obvio que un dominio general del paisaje por un uso del suelo (forestal) y una sola especie en una gestión basada en cultivos forestales genera un paisaje monótono como lo genera también la agricultura o las plantaciones de chopo.

La cuestión es evaluar las zonas más relevantes desde una perspectiva paisajística y conocer a través de encuestas sistemáticas las preferencias de la población. Una diversificación del uso del suelo, especies utilizadas, sotobosque y turnos y modelos de gestión podría minimizar considerablemente los efectos paisajísticos. Debe analizarse la posibilidad de ensayar estructuras silvo-pastorales como un modelo de gestión complementario. En todo caso, las diferentes opciones deben integrarse en los instrumentos de planificación forestal intermedios como los PORFs.

En todo caso debe considerarse el profundo cambio de paisaje acaecido en muchas de las zonas donde se cultiva esta especie de básicamente agropecuarias hace tan solo un siglo a eminentemente forestales, cuestión que aún no ha sido del todo asimilada culturalmente.

¹⁴ En un reciente proceso administrativo y posteriormente judicial se ha concluido que no existe un consenso científico mínimo para justificar su consideración como especie invasora (Sentencia firme del Tribunal Superior de Justicia de Madrid – Sala Sexta - en el Procedimiento Ordinario 836/2018).

Menor diversificación económica

Destinar un territorio a la producción de un único producto puede generar una dependencia considerable de factores exógenos dependientes de coyuntura general, sectorial o tipo de cambio. Una mayor diversificación de producción de alimentos (vino, hortalizas), bio-materiales y servicios aparece una como alternativa a considerar.

La lógica económica lleva a la especialización allí donde una producción sea edafoclimatológicamente óptima y disponga de un clúster que la demande. Otra cuestión es preservar ciertas producciones que sin ocupar grandes áreas puedan resultar complementarias en términos de rentas y empleo. Finalmente, la consecución de mayores diámetros mediante mejora genética, mejor selvicultura, fertilización y alargamiento de turno, deseable por otros aspectos, contribuiría a ampliar el abanico de usos de la madera de eucalipto.

Desarrollo rural y empleo

Los eucaliptales han asegurado en un buen número de comarcas del NW peninsular considerables ingresos para la población rural, incentivos para recuperar y capitalizar los bosques en tierras agrícolas marginales, oportunidades de empleo y para PYMES que no eran previsibles con el modelo agropecuario tradicional en franco declive y más en las estructuras de minifundio imperante, así como mantener la propiedad y gestión directa que en el caso de haberse mantenido en uso agrario. Debe recordarse la importantísima capitalización del monte gallego que ha supuesto esta especie y que supone un activo antes inexistente. Obviamente, la falta de información suficiente sobre estas importantes contribuciones en la estadística oficial disponible lo que dificulta extraordinariamente diseñar estrategias más consistentes para aprovechar al máximo su potencial. En todo caso, diversificar más las producciones sea de eucalipto u otras especies es deseable como estrategia de resiliencia socioeconómica, así como de reactivación de la economía rural.

Bioeconomía

El área de cultivo del eucalipto en el NW peninsular coincide con una de las zonas más desindustrializadas y con mayor riesgo de despoblación. El impulso de la bioeconomía basada precisamente en los recursos forestales es probablemente la única alternativa de reinustrialización substantiva con efectos en amplias partes del territorio y de innovación, incentivo clave para retener, atraer a jóvenes generaciones y aumentar el nivel de vida además de su contribución clave en la lucha contra el cambio climático al suministrar los biomateriales necesarios estratégicos para reducir la dependencia de materiales minerales o energías fósiles que generan considerables emisiones de CO₂.

En este sentido el eucalipto, por su demostrada capacidad de crecimiento, puede desempeñar una aportación de gran relevancia.

Limitaciones de las críticas

En todo caso, las críticas observadas son en general muy genéricas, de ámbito global y poco afinadas a las condiciones concretas como las de Galicia y la Cornisa Cantábrica. Además, suelen caracterizarse por una considerable carga subjetiva que dificulta el análisis sosegado enmarcadas en una creciente aversión al empleo de especies exóticas entendidas automáticamente por una parte de la población como idéntico a invasoras sin considerar sus utilidades, potencial diversificación, arraigo ya secular ni las consecuencias de una hipotética erradicación. Tampoco diferencian entre climas o la especie utilizada (700 en total). Diferentes autores recuerdan que los mitos existentes respecto a las plantaciones dificultan cualquier análisis objetivo y contrastable generando un rechazo apriorístico tanto en la población en general como en los medios de comunicación (McCullough, 1999). Finalmente, solo en contadas ocasiones se relacionan con las variables de la gestión que pueden minimizarlas considerablemente.

7

Los efectos del cultivo del *Eucalyptus* sobre los **suelos** en la bibliografía científica



Autor de este informe:

Agustín Merino García, Catedrático de Edafología y Química Agrícola.
USC (Universidad de Santiago de Compostela)

CONTENIDO

1. Introducción: suelos y estado nutricional de plantaciones de eucalipto en España [31]

- 1.1 Suelos Forestales en las zonas de España con mayor presencia de plantaciones de eucalipto: propiedades para la producción y conservación.
- 1.2 Tipo generales de suelos forestales y propiedades para su aprovechamiento y conservación.
- 1.3 Estado nutricional en plantaciones de eucalipto: ciclo de nutrientes, concentraciones foliares y balance de nutrientes.
- 1.4 Gestión nutricional de plantaciones forestales: fertilización, control de la vegetación accesoria, laboreo y gestión de restos de corta.
- 1.5 Restauración de suelos degradados y reforestación de tierras agrícolas.
- 1.6 Restauración de suelos degradados y reforestación en terrenos agrícolas marginales.

2. Listado países y sus líneas de trabajo preferentes [58]

3. Metodología y descripción de la bibliografía identificada citando las bases de datos utilizadas [62]

4. Contribuciones científicas más destacadas [62]

5. Principales conclusiones y su vinculación con los parámetros de gestión/desarrollo rural de relevancia identificados [63]

6. Proyectos de investigación para cubrir las lagunas de conocimientos sobre el cultivo del eucalipto en la Península Ibérica [67]

7. Conclusiones principales especialmente las que afectan a otras áreas temáticas (transversales) [68]

8. Referencias bibliográficas [70]

1. Introducción: suelos y estado nutricional de plantaciones de eucalipto en España

1.1 Suelos Forestales en las zonas de España con mayor presencia de plantaciones de eucalipto: propiedades para la producción y conservación

En este primer apartado se hace una revisión de los tipos de suelos de las zonas de mayor distribución de eucalipto en España. Se diferencian, por una parte, la zona de costa de Atlántica y Cantábrica y, por otra, la vertiente Atlántica de Andalucía, en concreto la provincia de Huelva. En estas áreas se identifican los suelos más frecuentes sobre los que se establecen las plantaciones de eucalipto, señalando las propiedades más importantes y las limitaciones más frecuentes.

Fig. 1

Distribución de *Eucalyptus globulus* (arriba) y *Eucalyptus camaldulensis* (abajo) en España



Factores formadores del suelo

El suelo se forma y evoluciona a partir de numerosos procesos físicos, químicos y biológicos que transcurren durante cientos de años. El tipo e intensidad de estos procesos son dependientes de la acción combinada de diferentes factores ambientales: los materiales geológicos, el clima, la vegetación y otros organismos. Es por ello que las principales propiedades que desarrollan los suelos son dependientes de estos factores de formación.

Geología

Los sustratos geológicos de las dos zonas que abarca esta revisión son muy variables y, recurriendo a una gran generalidad, se podrían agrupar en 9 grupos diferentes:

- **Rocas graníticas:** En la zona norte predominan en el tercio más occidental de la zona y también en el afloramiento de Peñas de Aia, en Guipúzcoa. En Huelva se encuentran representadas en la zona centro occidental y en la zona norte. Estas rocas poseen un elevado contenido en cuarzo, mineral que presenta una elevada resistencia a la alteración. En ambientes templados y húmedos, sin embargo, esta alteración transcurre de forma más rápida. Los suelos que generan estas rocas suelen ser arenosos y generalmente, de escasa profundidad.
- **Pizarras, filitas, lutitas, esquistos, areniscas y quarcitas:** Son materiales metamórficos de bajo grado y de grano mineral fino. Normalmente formados por cuarzo, moscovita y clorita. En la zona norte estos materiales se encuentran concentrados en la mitad occidental y también se encuentran en pequeños afloramientos del extremo oriental. En Huelva pizarras y esquistos se localizan en el centro y norte de la provincia; mientras que las areniscas se localizan en el sur. Estos materiales son menos cohesivos que los de origen ígneo, por lo que su disagregación física es, en general, más rápida. La granulometría de los suelos responde de forma paralela a las características de la roca. Durante la alteración las rocas se disgregan originando texturas similares al tamaño de sus partículas. De este modo las areniscas y cuarcitas dan lugar a suelos arenosos, mientras que pizarras, filitas y lutitas, a suelos con elevado contenido en arcilla. En medio se encuentran los esquistos, en los que son fre-

cuenten los suelos limosos y fracos. En el caso de las cuarcitas, su dureza supera a la de las rocas ígneas, por lo que originan suelos de escaso desarrollo. Por su composición mineralógica, todos estos suelos suelen originar suelos ácidos, en la zona templada húmeda, o moderada, en Huelva.

- **Rocas carbonatadas (caliza, dolomías y margas):**

Estas rocas predominan en tercio este de la zona templada-húmeda, mientras que en Huelva en la zona centro-sur. Frecuentemente, los suelos desarrollados sobre esta roca suelen ser delgados, especialmente en zonas de pendiente. El grado de des-carbonatización es lógicamente mayor en la zona templada-húmeda, originando suelos ligeramente ácidos, que en el Huelva donde los suelos son neutros o alcalinos.

- **Rocas básicas:** Son rocas ígneas y metamórficas con bajo contenido en cuarzo y concentraciones variables de minerales ferromagnesios y plagioclásas. En este grupo, se incluyen gabros, serpentinas, anfibolitas y algunos gneis básicos, que aparecen fundamentalmente en el tercio occidental de la zona templada húmeda área de estudio y también en Huelva. La alteración de estas rocas es relativamente fácil puesto que sus minerales, de tipo ferromagnesianos, son al-

terables en medios húmedos. Como consecuencia, en general suelen ser suelos más profundos (con la excepción de las serpentinita), de textura fina y de moderada acidez. En el caso de las serpentinas, los suelos acumulan Mg y determinados metales pesados (Cr, Mn y Ni).

- **Rocas volcánicas (basaltos alcalinos y ofitas):** En la zona templada húmeda estas rocas se localizan en el tercio oriental, donde aparecen intercalados en las rocas sedimentarias marinas. En Huelva se localizan en el norte de la provincia. Su evolución es similar a las rocas básicas.
- **Sedimentos:** Estos materiales provienen de la deposición durante el terciario o cuaternario y consisten en materiales disgregados y transportados por el agua, viento o gravedad. En Huelva son abundantes, mientras que en la zona-templada húmeda se localizan en las cuencas terciarias del occidente. Se trata de materiales blandos que no requieren disgregación previa para la edafización. En general, desarrollan suelos profundos con predominancia de partículas finas. Puesto que forman paisajes llanos, también suelen presentar drenaje lento.

Fig. 2

Distribución de grandes tipos de rocas en la Península Ibérica (Gallardo *et al.* 2015)



Clima

La zona templada-húmeda se encuentra bajo la influencia de masas de aire templadas y húmedas del océano Atlántico. Además, las depresiones Atlánticas, con sus frentes asociados afectan al Cantábrico, especialmente durante primavera, otoño e invierno, cuando el frente polar cae a estas latitudes. Bajo estas condiciones, las condiciones principales son inviernos con temperaturas moderadas y lluviosos y veranos templados y relativamente secos. Las temperaturas medias anuales oscilan entre 12 y 15 °C en la mayor parte de las zonas. Estas condiciones permiten un período prolongado de actividad biológica durante la mayor parte del año, con la excepción de las zonas de mayor altura, especialmente en las zonas costeras, donde las temperaturas medias de invierno son entre 9-10 °C.

La vertiente occidental andaluza constituye el punto de entrada de las masas de aire húmedas procedentes del atlántico, que posteriormente recorren Andalucía. La sierra de la provincia de Huelva, aunque no es de relevante altitud, constituye la primera barrera orográfica que tienen que superar las masas de aire atlánticas. Este efecto hace que en esta zona se registre una importante variación de precipitaciones, que oscilan entre los 1100 mm en la sierra de Aracena hasta los 600 mm, encontrados en franja costera.

La influencia marina suaviza de forma importante las temperaturas del invierno y en menor medida la de verano.

- ***Edafoclima:*** Por edafoclima se conoce las condiciones medias de humedad y temperatura que posee el suelo a lo largo del año. Si bien, las condiciones climáticas atmosféricas tienen una gran influencia sobre el ambiente edáfico, tanto la humedad como la temperatura del suelo se ven modificadas por la pendiente del terreno, la cubierta vegetal y el mantillo, las propiedades del suelo que afectan a la infiltración y retención de agua

La zona templada húmeda, por debajo de los 1300 m de altitud, el régimen térmico del suelo es de tipo México, en el que las temperaturas medias anuales del suelo oscila entre 15 y 8 °C. El régimen de humedad es Údico, en el que el suelo durante el verano permanece húmedo más de 90 días y menos de 45 días secos.

La vertiente occidental andaluza se caracteriza por régimen de temperatura de tipo Térmico, en el que las temperaturas medias anuales oscilan entre 15 y 22 °C. El régimen de humedad es de tipo Xérico, caracterizado por un período de sequía de al menos 45 días durante el verano y un período de humedad después del invierno.

Fig. 3

Regímenes de humedad del suelo en España.



Vegetación potencial y plantaciones forestales

Desde el punto de vista biogeográfico, según la síntesis corológica desarrollada por Rivas Martínez (1987), la zona templada húmeda está incluida en la Región Eurosiberiana. De una forma muy sintética (Loidi *et al.*, 2017), las formaciones forestales autóctonas características de la zona son los bosques de hoja caduca de *Quercus*, tanto en suelos ácidos como básicos. No obstante, las variaciones geológicas y climáticas también ejercen una importante influencia sobre el tipo de vegetación. Las formaciones de *Quercus robur* se localizan mayoritariamente en las zonas costeras y hasta altitudes intermedias. Aquí también existen también formaciones de *Laurus nobilis* y sobre suelo calcáreo de *Quercus ilex*. Por el contrario, *Quercus pyrenaica* tiende a encontrarse en la zona de transición entre las zonas Atlánticas y Mediterránea. Los hayedos (*Fagus sylvatica*) representan la vegetación dominante a partir de los 800 m de altitud, y se localizan principalmente en las montañas de Asturias, Cantabria y País Vasco. Los bosques de *Castanea*, *Quercus petraea* y *Betula sp.* ocupan las zonas de media montaña. En zonas menos húmedas del interior de Galicia *Pinus pinaster* y en la vertiente sur del Sistema Cantábrico, *Pinus sylvestris*. Los

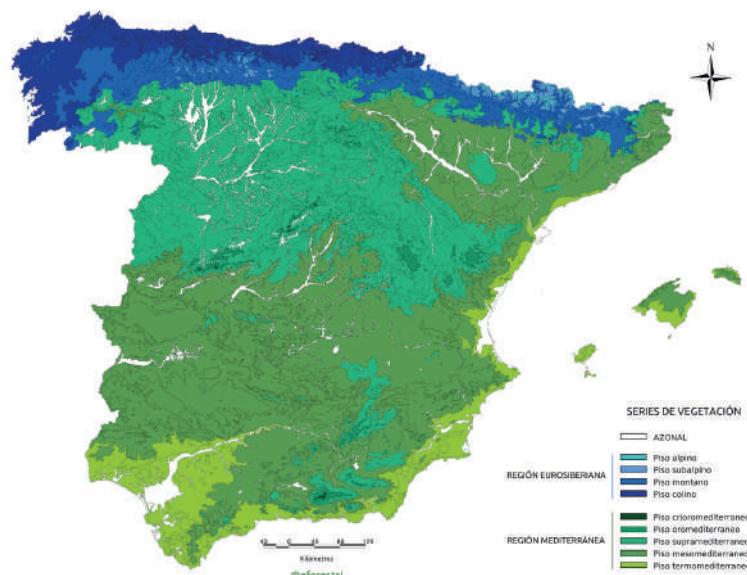
matorrales y praderas alpinas constituyen la vegetación potencial en las zonas más elevadas de las montañas. En algunos macizos kársticos, de zonas costeras, albergan bosque de encinas (*Quercus ilex*).

Los bosques riparios están dominados por el aliso (*Alnus glutinosa*). En la zona más occidental también aparece fresno (*Fraxinus excelsior*), sauce negro (*Salix atrocinerea*) o abedul (*Betula celtiberica*), mientras que en los valles cántabros, el haya (*Fagus sylvatica*), y diversas especies de sauces.

Las plantaciones de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus nitens* se encuentran ampliamente representados en la totalidad de la zona húmeda. *E. globulus* es la especie forestal más extensamente utilizada en plantaciones de la franja costera y bajas altitudes desde Galicia hasta el País Vasco. Mientras que *E. nitens* se establece en zonas algo más altas, afectadas por heladas moderadas. Las plantaciones de *Pinus pinaster* y *Pinus radiata* se localizan en zonas similares, si bien ocupan altitudes mayores que *E. globulus*. Mientras que *Pinus sylvestris* se encuentra fundamentalmente en las zonas de mayor altitud de Lugo y Ourense. Otras especies son *Pseudotsuga menziesii*, *Quercus rubra*, *Larix leptolepis* o *Pinus nigra corsicana*.

Fig. 4

Series de Vegetación, según Rivas Martínez



La vertiente occidental de Andalucía se incluye en la región Mediterránea. La vegetación climax más representada es el bosque mixto de *Quercus suber*, *Quercus rotundifolia*, *Quercus canariensis* y *Olea europaea*, que ocupa la zona meridional, correspondiendo con el piso termomediterráneo. La mitad norte de esta zona, coincidiendo con el piso termomediterráneo, se caracteriza en general por encinares de *Quercus rotundifolia* y *Quercus suber*. Los bosques de *Quercus pyrenaica* ocupan la zona supremediterránea, mucho menos representada en la zona.

Las plantaciones más extendidas en esta zona son por una parte los pinares de *Pinus pinea*, especialmente en el litoral, y *Pinus pinaster*, localizado en suelos limitados de profundidad y sequía. El segundo tipo de plantaciones más representado es el de los eucaliptales, de *Eucalyptus globulus*, principalmente, y de *Eucalyptus camaldulensis*, más adaptado a suelos de peor drenaje o estaciones más secas, cálidas o continentales.

1.2 Tipo generales de suelos forestales y propiedades para su aprovechamiento y conservación
En la zona templada húmeda del norte de la Península, los materiales silíceos, de escasa alterabilidad, y también las calizas, generan suelos de escaso desarrollo en zonas de pendiente pronunciada. El clima, templado y húmedo, favorece el desarrollo de una densa vegetación, y con ello el importante aporte de restos orgánicos. Es por ello que el contenido de materia orgánica es elevado, lo que permite albergar una importante actividad biológica en su seno, que es la responsable de preservar la calidad de las aguas.

Los suelos mayoritarios donde se asientan la mayor parte de los eucaliptales de esta zona son, en general suelos de buen drenaje de zonas de media y alta ladera, donde se encuentran mayoritariamente Umbrisoles, Cambisoles dísticos y Leptosoles (Carballas *et al.*, 2016). Los umbrisoles son suelos de profundidad intermedia que se encuentran a media ladera, con un único horizonte A muy rico en materia orgánica (entorno al 10 %). En localizaciones más estables son frecuentes los cambisoles dísticos, caracterizados por un horizonte A rico en materia orgánica (5-10 %) y otro horizonte B de alteración. Los leptosoles se localizan en las zonas de cumbre y laderas de fuerte pendiente, y cuentan con un único horizonte de escaso espesor inferior a 30 cm.

Fig. 5

Tipos de suelos más representados en las plantaciones de eucalipto



Leptosol



Umbrisol



Cambisol districo

Las temperaturas templadas y abundantes lluvias durante la mayor parte del año favorecen la alteración biogeoquímica de los materiales y los procesos de lavado en los suelos, dando lugar a suelos ácidos (pH entre 4 y 5), y en sobre rocas carbonatadas a procesos de descarbonatización (pH entre 5 y 7).

En la vertiente occidental andaluza la profundidad de los suelos también está determinada por el material geológico de tipo silíceo y las pendientes, generando suelos de moderado o escaso desarrollo (Domingo Santos, 2002;

Ortega *et al.*, 2016). La menor precipitación y menor producción vegetal deriva en suelos ácidos, pero en mucha menor medida que en las zonas de templadas húmeda del norte (en general entre pH 5 y 6), y en consecuencia, una mayor saturación de bases y menor de Al. El menor aporte de residuos orgánicos y la mayor mineralización del sistema dan lugar a contenidos de materia orgánica entre 1 y 3 %.

Los Leptosoles y cambisoles lépticos son suelos muy pedregosos que no suelen superar los 70 cm de profundidad, en los que únicamente se separa un horizonte de superficie, algo más rico en materia orgánica, y otro de profundidad que ocasionalmente puede encontrarse algo más evolucionado, en el caso de los cambisoles.

Conservación de suelos

Con respecto a otros usos del suelo, como pueden ser la agricultura o la ganadería, los sistemas forestales, en general, ofrecen una mejor protección del suelo frente a la erosión y la pérdida de materia orgánica. Sin embargo, para conseguir este potencial, la gestión silvícola que se realice debe considerar, entre otros aspectos, las propiedades y limitaciones de los suelos, lo que permitiría prevenir problemas de degradación de los suelos que afectan directamente a la producción forestal y a las aguas.

Desde el punto de vista de la conservación del suelo, los momentos más críticos de la gestión de estas masas son la corta, la apertura de pistas y la preparación del terreno para la plantación. Diferentes estudios (Olarieta *et*

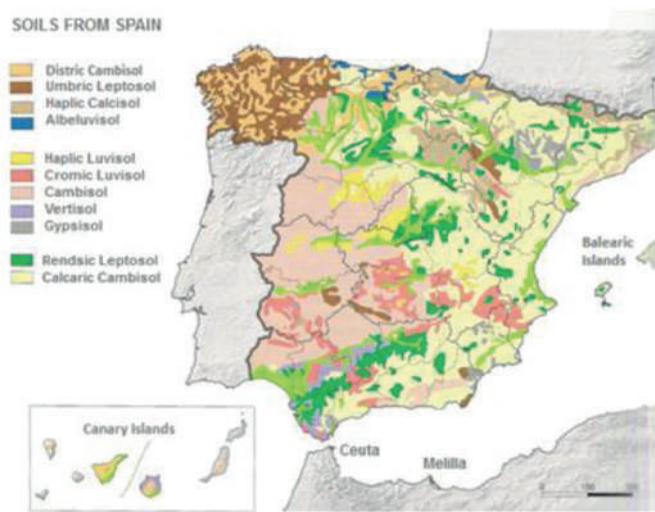
al., 1999; Edeso *et al.*, 1999; Mateos *et al.*, 2018) muestran que en zonas de pendiente la preparación del terreno intensivo después de la corta a hecho pueden producir condiciones de riesgo de erosión, especialmente cuando se retiran los restos de corta y se realizan perturbaciones importantes como aterrazamiento, subsolado lineal a favor de la pendiente o laboreo intensivos. En general la apertura de pistas forestales y vías de saca para la extracción de la madera, si no están suficientemente diseñadas, pueden originar importantes problemas al alterar la hidrología de la ladera. Otra importante causa de degradación de los suelos de las plantaciones forestales se produce con los incendios forestales.

Las recomendaciones generales para la conservación del suelo forestal en plantaciones intensivas son las siguientes:

- a) mantener los restos y reducir la perturbación del suelo después de la corta, lo que favorece el contenido de materia orgánica y frena la erosión en zonas de fuerte pendiente.
 - b) planificar correctamente las vías de saca y pistas forestales para evitar escorrentías de poder erosivo.
 - c) minimizar los riesgos de incendios.
 - d) seguimiento de parámetros de nutrición forestal que ayuden junto a los parámetros edáficos a asegurar la sostenibilidad del sistema y prevenir futuras amenazas.
- Por otro lado, el entorno ofrece una excelente oportunidad para difundir los beneficios ambientales de los suelos dentro de las actividades de educación ambiental.

Fig. 6

Distribución de los tipos de suelos más abundantes en España, según la clasificación FAO/UNESCO (IUSS Working Group WRB, 2014).



1.3. Estado nutricional en plantaciones de eucalipto: ciclo de nutrientes, concentraciones foliares y balance de nutrientes

El estado nutricional de las plantaciones se realiza mediante la evaluación del crecimiento y mortalidad, combinado con análisis foliares y evaluaciones visuales. La evaluación del estado nutricional y el crecimiento durante los primeros años después de la plantación, en la que se identifican las deficiencias, ofrece una información muy útil para la gestión posterior de la plantación. Como alternativa, en los últimos años se están desarrollando sistemas de teledetección para el diagnóstico de deficiencias NUTRICIONALES EN ESPECIES forestales (Watt *et al.*, 2019).

Concentración de nutrientes en hojas

Descripciones de los síntomas visuales de deficiencias nutricionales de plantaciones de eucalipto en España se recogen en el trabajo de Muñoz-Cobo y Marcos de Lanuza (1970), así como en el de Bará (1986). En el estudio de Merino *et al.* (2003) se realiza una evaluación nutricional de las plantaciones jóvenes del noroeste, en el que se muestran deficiencias generalizadas de P y Ca, y frecuentes de Mg y K. Estos bajos niveles se relacionan con las características de los suelos donde se suelen establecer. Las relaciones foliares N:P, considerado indicador para la nutrición y el crecimiento, son frecuentemente superiores a 16, lo que confirma la fuerte deficiencia de P (Ågren, 2004). Normalmente, esta carencia se encuentra en los suelos derivados de granitos o esquistos, ácidos y con escasa reserva de nutrientes y agua. Los bajos niveles de P foliar se producen fundamentalmente por la precipitación de este elemento con Al libre, presente en elevadas concentraciones en suelos de fuerte acidez. Pero también por la gran cantidad de P en compuestos orgánicos (monoésteres y diésteres) presente en los suelos cuya mineralización podría ser es lenta (Gil-Sotres *et al.*, 1990; Trasar-Cepeda *et al.*, 1990). Puesto que el P en la planta se encuentra en ácidos nucleicos, fosfolípidos y proteínas, este elemento controla importantes procesos metabólicos, como la fotosíntesis.

En la zona norte también son frecuentes las deficiencias de Mg y Ca. El bajo nivel nutricional de Mg y, en menor medida de Ca, se debe a la propia mineralogía de las rocas sobre las que se desarrollan los suelos (granitos, esquistos, cuarcitas), las cuales son pobres en elementos alcalinotérreos, particularmente en Mg (Portela y Louzada, 2007).

En la región meridional de España no existen suficientes

datos de nutrientes foliares en plantaciones de eucalipto para realizar un diagnóstico general. Además de los informes internos de ENCE, se encuentran publicaciones que tratan aspectos puntuales (González *et al.*, 1985a, 1985b, López Arias, 1991). Atendiendo a las condiciones de fertilidad de la mayor parte de los suelos, con valores de pH moderadamente ácidos, no se esperan deficiencias en P, Mg o Ca. Aunque éstas se podrían dar en los suelos poco profundos (leptosoles). No obstante, dado el bajo contenido de N en los suelos arenosos de la provincia de Huelva, se pueden esperar limitaciones de N y de otros elementos ligados a la dinámica de la materia orgánica (Gómez-Rey *et al.*, 2010; Smethurst *et al.*, 2004). En los suelos alcalinos, arenosos y pobres en materia orgánica de esta zona también se pueden dar deficiencias de P, Fe (acompañada de clorosis), e incluso, de B.

La tabla 1 recoge los niveles nutricionales de las plantaciones del NW de España. La comparación con los niveles publicados para el resto del mundo (tabla 2) muestran con los niveles de P y Mg se encuentran por debajo de los observados en otras zonas.

Balance de nutrientes

Si bien la información sobre los niveles de nutrientes en hojas es una herramienta fundamental para hacer un primer diagnóstico, la estrategia de gestión de las plantaciones a largo plazo de las diferentes zonas biogeográficas debe hacerse en función del balance nutricional. En este se comparan los diferentes aportes, naturales o por fertilización, de nutrición con las pérdidas de éstos, producidas por el aprovechamiento (Reis *et al.*, 1990). Después de la tangencia de copas, las necesidades nutricionales de la plantación se satisfacen a través del reciclado interno y externo. El reciclado interno, o retranslocación, consiste en la transferencia de nutrientes desde los tejidos más viejos a los más jóvenes. Los estudios muestran que entre el 20 y 54 % de los nutrientes más limitantes se transfieren entre los diferentes órganos (Fife *et al.* 2008; Saur *et al.*, 2000).

El reciclado interno se considera a los nutrientes liberados durante la descomposición de la hojarasca. En las plantaciones del norte de España las cantidades acumuladas por el mantillo representan entre el 12 (K) y 80 % (N) de las cantidades acumuladas por la vegetación arbórea (Merino *et al.*, 2005). Similares datos se han encontrado en Portugal (Madeira, 1991). La mayor parte de estas cantidades se liberan a través de la descomposición en el plazo de 1.5

Tabla 1

Niveles nutricionales de plantaciones del NO de España y comparación con niveles de Brasil
(Viera et al. 2016)

Authors	Bará	Español et al.	Brañas et al.	Merino et al.	Merino et al.	Afif et al.
Age-years	—	4	6–18	2–6	13–24	13–52
g kg ⁻¹						
N	15.0	15.0 (0.2)	13.07 (1.18)	15.2 (2.8)	14.8	9.95 (0.28)
P	0.8	0.8 (0.02)	0.23 (0.03)	0.58 (0.15)	0.55	0.68 (0.01)
K	5.3	4.9 (0.2)	5.55 (1.26)	6.04 (1.91)	3.8	1.82 (0.03)
Ca	4.6	11.0 (0.4)	6.13 (2.43)	3.21 (1.77)	6.34	7.73 (0.16)
Mg	2.0	1.8 (0.07)	0.58 (0.55)	1.66 (0.51)	1.84	0.98 (0.02)
S	—	—	—	1.43 (0.35)	0.82	—
mg kg ⁻¹						
B	15.0	—	—	—	13.3	—
Cu	5.0	6.2 (0.4)	—	6.0 (3)	5.1	—
Fe	—	33.2 (0.9)	—	87 (31)	100	—
Mn	670	577 (27)	1140 (1050)	620 (500)	650	—
Zn	11.0	7.1 (0.3)	—	25 (88)	60.2	—

Nutrient (g kg ⁻¹)	González et al. ¹	Judd et al. ²	Unpublished Results ³	Dell ⁴	Gonçalves ⁵
	<i>E. globulus</i>	<i>Eucalyptus</i>	<i>E. globulus</i>	<i>E. maculata</i>	<i>Eucalyptus</i>
N	2.0	10–23	26–35	17–26	21–30
P	1.4	0.5–1.5	1.5–3.8	1.0–2.6	1.0–1.3
K	6.0	4–14	10–15	10–17	5.5–8.5
Ca	—	5–10	6.5	2.9–4.0	3.5–6.0
Mg	—	2–4	2.1–4.1	0.9–2.4	2.0–3.0
S	—	1–2	2.0–2.4	1.8–4.2	0.5–1.5
mg kg ⁻¹					
B	—	20–50	20–30	—	30–60
Cu	—	4–10	3.0–4.2	6–12	7–10
Fe	—	50–250	—	39–50	70–200
Mn	—	100–1000	90–134	22–32	100–800
Zn	—	15–40	20–26	12–54	10–18

¹ Adequate concentration for plantations; ² Typical range for eucalyptus plantations; ³ Adequate range for seedlings in Spain (ENCE company reference);

⁴ Adequate range for seedlings; ⁵ Adequate range for eucalyptus plantation in Brazil

años (Cubillas et al., 2015). En zonas tropicales se han descrito bajas tasas de descomposición de hojarasca de eucalipto, resultando en una retención importante de nutrientes (Waring et al. 2012), lo que ha sido relacionado con bajas concentraciones de P y N (Camenzind et al., 2018) que típicamente presenta la hojarasca de eucalipto en esos suelos. Sin embargo, las tasas de descomposición registradas en la península ibérica, en ambientes Atlántico húmedo (Briones e Ineson, 1996) o Mediterráneo (Riberio et al., 2002) son comparables a las de otras especies.

En cuanto al reciclado externo, los principales aportes naturales de los sistemas forestales son la alteración de los minerales, la deposición atmosférica y, para el caso del N, también la fijación simbiótica y no simbiótica. Por el contrario, las principales pérdidas de nutrientes en las plantaciones forestales son la retirada de biomasa, el lixiviado y la erosión. Estas cifras varían entre las diferentes especies y modelo de gestión, como se comenta a continuación.

Distribución de nutrientes en planta y suelos de plantaciones de eucalipto: implicaciones para el aprovechamiento

En esta sección nos centramos en la acumulación de nutrientes en los diferentes órganos de la planta, lo que es útil para, por un lado, entender las limitaciones de nutrición comentadas más arriba y, por otro, para cuantificar la exportación de nutrientes como consecuencia del aprovechamiento. En un apartado más adelante se discuten las implicaciones de la retirada de biomasa sobre la conservación del suelo (materia orgánica, erosión, etc.).

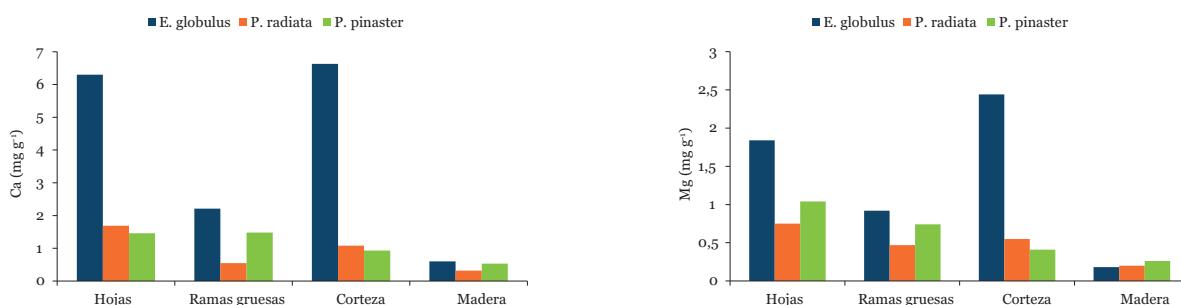
En las plantaciones intensivas de eucalipto el aprovechamiento supone las mayores pérdidas de nutrientes del sistema. Las cantidades retiradas dependen del turno de turno y de las fracciones del árbol que se extraen. La madera es el componente con menor proporción de nutrientes (30–40 %), a pesar de su mayor biomasa (75 %). En comparación con otras especies, *E. globulus* muestra concen-

tracciones especialmente altas de Ca, Mg, Mn and Cu en todos los componentes del árbol, pero especialmente en el follaje y la corteza (Judd *et al.*, 1996; Madeira, 1991; Me-

rino *et al.*, 2005; Hernández *et al.*, 2016). Para el norte peninsular, las diferencias son de hasta 5 veces las concentraciones de Ca y más del doble en el caso de Mg.

Fig. 7

Concentraciones de Ca y Mg en diferentes fracciones arbóreas para las especies más comunes en plantaciones forestales del norte de España (Merino *et al.*, 2005)



Por otro lado, puesto que las diferentes fracciones arbóreas muestran diferentes concentraciones, las cantidades extraídas de éstos dependerán de los tipos de órganos extraídos y de intensidad del aprovechamiento (tronco, corteza, ramas y hojas). Una forma de evaluar la sosteni-

bilidad nutricional del sistema es mediante la comparación de las cantidades de nutrientes extraídas durante el aprovechamiento con las reservas de nutrientes disponibles a medio plazo en el suelo.

Fig. 8

Acumulación de nutrientes en biomasa y suelos en plantaciones de *Eucalyptus globulus* en Galicia (Viera *et al.* 2016; a partir de Merino *et al.*, 2005)

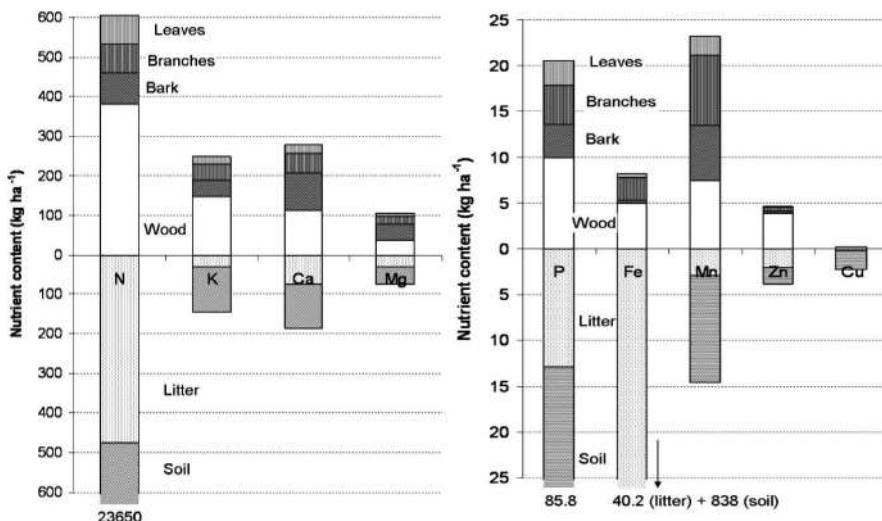
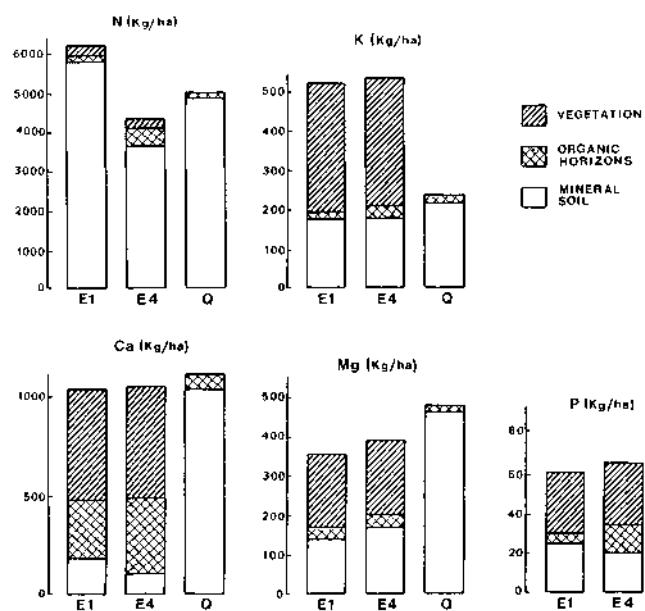


Fig. 9

Distribución de elementos en los diferentes compartimentos de plantaciones de *Eucalyptus globulus* (E1 y E4) y *Quercus suber* (Q) en el centro de Portugal (Madeira, 1991)



Las figuras 8 y 9 muestran la comparación entre cantidades de nutrientes extraídos por aprovechamiento y los acumulados en los suelos en forma disponible a medio plazo (acumulado en la hojarasca y extraíble en el suelo mineral) para las condiciones del norte de España y del centro de Portugal, respectivamente. Como se puede observar, las cantidades de N que se extraen en ambos sistemas no superan a las reservas existentes en el mantillo y suelo mineral. Sin embargo, la retirada de K, Ca y Mg, y P en el centro de Portugal, exceden a las reservas en los suelos. Estos datos corresponden a plantaciones desarrolladas en el norte de España y centro de Portugal, caracterizados por bajas reservas de P, Ca, Mg y K en los suelos. Similares datos se han encontrado en los trópicos (Spangenberg *et al.*, 1996). En climas menos lluviosos y/o con materiales geológicos ricos en Ca y Mg (p.e. calizas), como en Huelva, es previsible que no haya desequilibrios en estos elementos (González *et al.*, 1985a, 1985b, López Arias, 1991). Sin embargo, no existen estudios que hayan abordado esta cuestión en esta región.

Siguiendo este análisis, la figura 10 muestra la comparación de las cantidades de acumuladas de Ca (uno de estos elementos identificados como crítico) en la biomasa con las

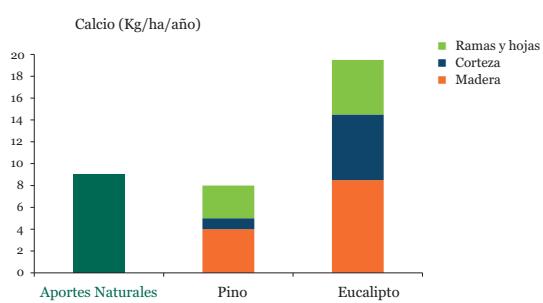
cantidades de ese mismo elemento que entran en el sistema a partir de aportaciones naturales (alteración de minerales y lluvia, principalmente). Si los restos de corteza permanecen en el sitio, la descomposición de estas fracciones devolverá al suelo este elemento (y el resto) al suelo. Se comprueba que la acumulación de Ca depende mucho de la especie, y dentro de ella, las cantidades son muy diferentes en las diferentes fracciones.

Se comprueba que cuando el aprovechamiento se limita a la madera, para los dos tipos de plantaciones, la cantidad de Ca que se extrae está próxima a las cantidades que entran mediante aportes naturales (alteración de minerales y aportes por atmósfera). Cuando se aumenta la intensidad del aprovechamiento (corteza y/o ramas+hojas) las cantidades extraídas aumentan considerablemente, superando los aportes naturales, lo que supone una pérdida neta de nutrientes del sistema, especialmente en el eucalipto, donde las cantidades de Ca extraídas en aprovechamiento que incluyen toda la biomasa es claramente superior a los aportes naturales. Este mismo esquema se produce para otros elementos, como el P y Mg. Hay que considerar que esta situación no se da en suelos volcánicos más profundos y ricos en nutrientes (Schlatter *et al.*, 1998).

En este sentido, en los últimos años el incremento de biomasa de eucalipto con fines energéticos o mixtos (Pérez-Cruzado *et al.*, 2011; Eufrade *et al.*, 2016), en el que se aprovecha la corteza, las ramas y buena parte de las hojas, ha hecho aumentar las cantidades de nutrientes que se extraen del sistema. Hay que señalar que las extracciones de nutrientes por las plantaciones de eucalipto son muy inferiores a los que se producen en praderas de producción (Ferreiro *et al.*, 2011) u otros cultivos agrícolas. La diferencia es que en esos sistemas la extracción se compensa mediante fertilización, lo que no se produce en los eucaliptales, que no se suelen fertilizar. Aquí habría que considerar que el 80% de las plantaciones en Galicia y Asturias se fertiliza en implantación. Hay que puntualizar que esta fertilización es de arranque (“starter”), por lo que se trata de una pequeña cantidad de fertilizante agregada (normalmente N, P and K) para las primeras etapas de crecimiento que no supone una restitución importante a las cantidades de elementos.

Fig. 10

La extracción de nutrientes por aprovechamiento de especies de crecimiento rápido, especialmente la del eucalipto, puede superar los aportes por vías naturales, como son la alteración de los minerales o los aportes atmosféricos. En el caso del eucalipto, hay que tener también en cuenta la importante acumulación de Ca en sus órganos, especialmente la corteza (Adaptado de Merino *et al.*, 2005). * Datos de Dambrine *et al.* (2000)



De manera comparativa, las plantaciones jóvenes acumulan mayor proporción de órganos verdes, que son más ricos en nutrientes, por lo que los turnos cortos, especialmente si se retira la biomasa total, suponen una mayor retirada de nutrientes (Leite *et al.*, 2011). Igualmente, las plantaciones establecidas con grandes marcos de planta-

ción muestran mayores proporciones de hojas y ramas. Esto hace que el aprovechamiento del eucalipto, especialmente si se extrae la corteza y ramas, suponga una significativa retirada de nutrientes. Esta es superior a la de otras especies gestionadas de forma intensiva, como el *Pinus radiata* o *Pinus pinaster*, donde la concentración de elementos en los órganos es menor (Merino *et al.*, 2005).

En los últimos años también se está planteando el aprovechamiento de tocones con fines energéticos. La biomasa de esta fracción del árbol supone el 15-35 % del total de la biomasa (Soares y Tomé, 2012). Existen pocos datos sobre la retirada de nutrientes con los tocones. El único estudio identificado en el que se evalúa la extracción de nutrientes (Harrison *et al.* 2000) muestra que el tocón acumula 20-35 % del N y el 15-35 % del P del árbol.

Las extracciones de nutrientes en aprovechamientos intensivos forestales (no solo de eucaliptos) pueden repercutir en la nutrición de las masas (revisión de Achat *et al.*, 2015), en cuanto que reducen la disponibilidad de nutrientes. El empobrecimiento de las masas forestales intensivas, no sólo se atribuye a la menor disponibilidad de nutrientes. En algunos casos, si en la preparación del terreno o en el aprovechamiento no se consideran prácticas de conservación de suelo se pueden dar casos de degradación de suelos (compactación, pérdida de materia orgánica). Estos aspectos se comentan en una sección más adelante (Foelkel, 2007; Achat *et al.*, 2015; Section III.3).

En relación a esto, en los últimos años se están detectando situaciones de pobre crecimiento, falta de vigor de rebrote y mayor incidencia de daños por goniptero, que podrían deberse al bajo nivel nutricional. Por otro lado, la afectación de goniptero genera defoliación, descenso en la producción de carbohidratos, estado nutricional y peores crecimientos (dos Santos Bobadilha *et al.*, 2019). Parece lógico pensar que “mejorar la fertilización, de forma que el árbol pueda contrarrestar la defoliación a la que está sometido, con la consiguiente pérdida de nutrientes y capacidad fotosintética” (Martín Gil *et al.*, 2018).

En cuanto a la intensidad de aprovechamiento, existen diferentes medidas consensuadas para reducir los costes nutricionales del aprovechamiento y el impacto sobre la fertilidad del suelo. La primera es evitar la retirada del follaje y de la corteza (este último componente acumula gran cantidad de nutrientes en el eucalipto) en los sitios donde la reposición por medios naturales o humanos no esté asegurada, así como de zonas donde la extracción de nutrientes

tes por aprovechamiento suponga un marcado desequilibrio. Se trata de zonas de fuerte pendiente, de difícil mecanización para aplicación de fertilizantes, y con suelos delgados, de bajas reservas nutricionales.

La prolongación del turno puede ser una estrategia para reducir las cantidades de nutrientes extraídos del sistema por unidad de madera cosechada. En la medida que sea posible el turno de corta debería acercarse al turno ecológico, definido como el tiempo necesario para que los procesos naturales de reposición de nutrientes (deposición atmosférica y alteración de nutrientes) compensen la pérdida de nutrientes como consecuencia del aprovechamiento.

La alternativa de la fertilización debería considerarse para reponer los nutrientes en las plantaciones con este tipo de aprovechamiento. Una alternativa para suelos ácidos es la aplicación de cenizas de biomasa, como se comenta más abajo.

Las diferentes densidades de plantación influyen en la cantidad de biomasa y distribución de fracciones con respecto a la biomasa total, información que se podría usar para gestionar las cantidades de nutrientes exportadas, sin embargo, este aspecto no ha sido suficientemente estudiado (Leite *et al.*, 2011). Igualmente, existen estudios donde se muestran diferencias en la concentración de nutrientes entre diferentes especies (Zaia y Goma-Rodrigues, 2004), e incluso entre clones para una misma especie (Rosim *et al.*, 2016).

Possible impacto de las plantaciones sobre la acidificación del suelo

Durante una época ha surgido la cuestión de si el eucalipto genera acidificación en el suelo. No hay una respuesta sencilla, porque el proceso de acidificación no necesariamente se corresponde con un descenso de pH del suelo, debido a que en el suelo existen mecanismos de amortiguación. Lo intentamos explicar, de forma sintética, en esta sección, utilizando los conceptos más actualizados sobre esta temática.

En los climas lluviosos donde existe un exceso de precipitación en relación a la evapotranspiración, la acidificación del suelo es un proceso edáfico que se produce de forma natural. Ello es producido por el lavado de nutrientes de reacción alcalina (Ca , Mg , p.e.), las reacciones de la rizosfera o el aporte de ácidos orgánicos durante la mineralización de los residuos vegetales. Esta acidificación natural

puede ser acelerada o frenada por las labores agrícolas o forestales. En las plantaciones intensivas de eucalipto (Rengel, 2003), al igual que ocurre con los cultivos agrícolas, puede producirse una acidificación por dos procesos simultáneos: a) la excreción de H^+ por las raíces de las plantas debido a la mayor asimilación de cationes que aniones y b) la retirada de tejidos vegetales del sistema que contienen elementos con reacción alcalina. En los suelos agrícolas, esta acidificación se contrarrestaría mediante las enmiendas calizas, que devuelven los elementos de reacción alcalina. En los bosques naturales y seminaturales (caso diferente de las plantaciones), por el contrario, no se practica este tipo de enmienda. En éstos, la reposición de elementos de reacción alcalina se realiza mediante el aporte de nutrientes a través de la descomposición de los residuos orgánicos del desfronde (y residuos de corta, en el caso de plantaciones), junto con el aporte de nutrientes de otros mecanismos, como es la lluvia o la alteración de minerales, fundamentalmente.

Los datos expuestos en apartados anteriores muestran que, en los suelos ya de por sí naturalmente ácidos del norte de España, derivados de rocas poco alterables (cuarcitas, especialmente), la retirada de nutrientes alcalinos mediante la explotación forestal intensiva se acerca y en algunos casos (suelos de cuarcitas, suelos someros de granitos) es superior a la capacidad del sistema para reponerlos naturalmente (alteración, aporte por lluvia, descomposición). Es por ello, que es previsible una pérdida neta de los elementos alcalinos exportados, si ésta no es corregida a través de una reposición por fertilización, aporte de residuos u otro manejo que permite recuperar esos nutrientes. Algo similar, aunque incluso a mayor intensidad se produce en los suelos de los trópicos muy temperizados. Una situación muy diferente es la que se da en otros tipos suelos, como los volcánicos, los que contienen carbonatos u otros suelos menos temperizados. En éstos, existen minerales alterables capaces de reponer las cantidades de nutrientes extraídos por la vegetación.

La pregunta entonces es si este proceso de acidificación (pérdida neta de elementos alcalinos), afecta al valor de pH del suelo. En los suelos ácidos de norte de España, donde los valores de pH son cercanos a 4.0, este desequilibrio no necesariamente se corresponde con un descenso de pH del suelo.

El valor de pH del suelo está relacionado por la saturación de bases de su capacidad de intercambio catiónico, y

a esos valores de pH, ésta es inferior al 20 %.

En estos casos, el principal mecanismo de amortiguación de la acidez es la liberación de Al a la disolución, a través de una reacción que consume protones (p.e., $\text{Al}(\text{OH})^{2+} + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{Al}^{3+} + \text{H}_2\text{O}$). Este proceso químico consigue mantener los niveles de pH del suelo, pero como consecuencia negativa tiene la liberación de Al a la disolución. El efecto de este proceso sobre las plantas es complejo. Por una parte, los vegetales de estos sistemas están adaptados a niveles de Al moderados. Por otra, en los suelos ricos en materia orgánica este exceso de Al es complejado (término empleado en español para la palabra inglesa “bound”) por la materia orgánica (Álvarez *et al.* 2002; Brandani *et al.*, 2017). Tan sólo es esperable toxicidad por Al en suelos con muy baja capacidad tampón, como los suelos arenosos y pobres en materia orgánica. En estos suelos, existirá una alta concentración de Al en disolución y se reducirían los valores de pH a menos de 4.0.

Como consecuencia de estos mecanismos, los estudios realizados en las décadas 80 y 90 con el objeto de valorar el efecto de las plantaciones forestales no detectaron cambios en el valor de pH en suelos ácidos (Calvo de Anta, 1992; Bará Temes *et al.*, 1985; Díaz-Fierros *et al.*, 1982). Hay que considerar también, el manejo que en aquella época se hacía en los eucaliptales era mucho más conservador del que se realiza desde hace una década, puesto que en ese momento, tanto la corteza como las ramas y hojas, muy ricos en Ca, se mantenían sobre el terreno. En la actualidad, el aprovechamiento de corteza y otros restos de corta para uso energético que se realizan en una parte de las plantaciones, puede suponer en ellas un incremento más de 60 % la extracción de estos nutrientes (Brañas *et al.*, 2000; Rodríguez Soalleiro *et al.*, 2004; Merino *et al.*, 2005).

En esta línea, el estudio de Domingo-Santos *et al.* (2009), realizado ya sobre una gestión más intensiva, en cuanto a extracción y fertilización, de plantaciones de eucalipto, tampoco encuentra cambios en el valor de pH.

Para complementar todos estos estudios anteriores, y registrar de forma más completa el proceso de acidificación generado por el aprovechamiento forestal, sería interesante realizar un balance de elementos y medidas de Al en disolución, y poder así tomar las medidas de gestión oportunas que permitan evitar o corregir una posible pérdida de fertilidad derivada.

En conclusión, la retirada de nutrientes que se produce en las plantaciones manejadas de manera intensiva, si no

se corrige a través de la fertilización adecuada, supone una pérdida de elementos de reacción alcalina en el suelo. Las consecuencias sobre la acidificación son variables en función del tipo de suelo. Con ello se darían tres situaciones:

- a) Suelos alcalinos, derivados de rocas volcánicas u otros suelos con minerales alterables: éstos cuentan con capacidad de reponer los nutrientes extraídos durante el aprovechamiento, por lo que no se espera a corto-mediano plazo una pérdida neta (extraídos-repuestos) de elementos de reacción alcalina. Tampoco se produce una liberación de Al o un descenso de la saturación de bases.
- b) Suelos ácidos y ricos en materia orgánica: la reposición natural de nutrientes no es suficiente para reponer las cantidades de elementos alcalinos que se extraen en aprovechamientos muy intensivos de eucalipto (extracción de madera, corteza y ramas). En estos casos, si no se corrige con la fertilización adecuada, se produce acidificación, consistente en la liberación de Al a la disolución. Sin embargo, las concentraciones de este elemento, en general, no suponen toxicidad para las plantas porque este elemento se compleja con la materia orgánica.
- c) Suelos arenosos, pobres en alterables y pobres en materia orgánica: al igual que los anteriores la reposición natural de nutrientes no es suficiente para reponer las cantidades de elementos alcalinos que se producen en aprovechamientos muy intensivos de eucalipto (madera, corteza y ramas). El proceso liberación de Al no es suficiente para amortiguar el pH y el poco Al que se libera no es complejado por la materia orgánica. En estos suelos es previsible una reducción del pH (en algunos casos se acelera el proceso de podsolización) y una toxicidad para los vegetales no adaptados a concentraciones de fuerte acidez. La gestión de la materia orgánica sería en este caso fundamental para evitar estos efectos.

A modo de síntesis, el posible efecto de aceleración de la acidificación (entendida ésta como acidificación adicional al que ya se produce de forma natural) no tiene una causa directa en la propia especie vegetal. La posible aceleración de la acidificación que se produciría en las plantaciones forestales hay que buscarla fundamentalmente en la gestión de estas plantaciones. Esta gestión es la que determina la pérdida neta de elementos de reacción alcalina en el suelo. La acidificación (entendida como pérdida neta de estos elementos que se puede producir en los suelos de baja capa-

ciudad, caso c del esquema de arriba) se puede evitar realizando un manejo conservador de los restos de corta, y a través de la fertilización adecuada. Mantener los restos de corta de esta especie, que son muy ricos en Ca, Mg y K (además de P) evitaría esta pérdida de nutrientes. Esta práctica también contribuye a reducir la pérdida de materia orgánica del suelo, con el consiguiente efecto positivo sobre la complejación del Al (además de la contribución a la captura de C).

En conclusión, a pesar de que no hay duda en la bibliografía científica de que la especie no genera per sé una acidificación, ni en general las plantaciones bien gestionadas, hay que considerar que, en determinadas condiciones, especialmente en el caso de suelos someros de textura arenosa con bajos niveles de materia orgánica, una gestión intensiva e inadecuada de las plantaciones puede provocar efectos propios de la acidificación, e incluso, en circunstancias muy específicas, una reducción del pH.

1.4. Gestión nutricional de plantaciones forestales: fertilización, control de la vegetación accesoria, laboreo y gestión de restos de corta

El período transcurrido entre la corta y el cierre de copas es el momento más adecuado para realizar manejos selvícolas que redunden en mayores producciones y mejoras de la sostenibilidad en las plantaciones gestionadas de forma intensiva.

Fertilización de plantaciones de eucalipto en España

En los capítulos anteriores se ha recogido la información sobre el estado nutricional general de las plantaciones (II.1) y estos datos se han discutido en función del tipo de aprovechamiento (II.2). En este tercer apartado se han recopilado una serie de recomendaciones para reducir el desequilibrio que se puede producir en sistemas donde el suelo contiene pocas reservas. Siguiendo con este hilo argumental en este apartado se recoge la posibilidad de los aportes de nutrientes mediante fertilización.

Es ampliamente reconocido que la fertilidad del suelo y la nutrición vegetal son importante para asegurar la productividad de la plantación (p.e. Smethurst, 2010). Como se ha discutido más arriba, las bajas condiciones de nutrición de las plantaciones de la Península Ibérica se atribuyen a las limitaciones de los suelos, por lo que se hace que sean necesarias estrategias para mantener la producción.

Estas estrategias se basan en reducir los costes nutricionales de la explotación, mediante la gestión de los restos de corta, la duración de los turnos de corta y la fertilización. La primera estrategia ya se ha discutido en la sección anterior, en ésta se recoge los aspectos relacionados con la fertilización.

A nivel operacional se diferencian tres tipos de fertilizaciones: la fertilización en vivero, la fertilización durante la plantación y la fertilización de mantenimiento.

Fertilización en vivero

Este tipo de fertilización es importante para asegurar la adaptación de la planta al medio, reduciendo el número de marras y mejorando el crecimiento inicial (Viera *et al.*, 2016). Esta fertilización también podría ayudar a reducir la susceptibilidad de *Mycosphaerella cryptica* (Cernegey y Ades, 2001). Las mayores concentraciones de N en plántula promueven el crecimiento del eucalipto (Close *et al.*, 2005), tal como ocurre en otras especies forestales (Oliet *et al.*, 2013). Para un tamaño de contenedor medio, de 100 cm³, las cantidades se aplican por planta son los siguientes: 51 mg de N, 6 mg de P, 18 mg de K. Las concentraciones que se suelen alcanzar en hoja son: 12-15 g N kg⁻¹, 0.8 g P kg⁻¹ and 5.3-10 g K kg⁻¹. El objetivo suele ser conseguir plantas de 40 cm de altura y más de 4 mm de diámetro (Fernández-Martínez *et al.*, 2007, 2008).

Fertilización en el establecimiento

Este tipo de fertilización también asegura mejorar la sobrevivencia de la planta en el establecimiento, en uno de los momentos de mayor demanda de nutrientes por la planta. Esta práctica debe ser acompañada por control de la vegetación accesoria (González-Río *et al.*, 1997). Normalmente se aplican formulaciones variables (11-18-11, 8-8-16, 8-24-16) de fertilizantes, tanto en forma de fertilizante convencional o en forma de tabletas de liberación lenta de nutrientes (Viera *et al.*, 2016). Las plantaciones del SW de España muestran respuestas muy claras al aporte de N, debido al bajo contenido en materia orgánica de los suelos (Ruiz Fernández, 1997). En los suelos ácidos del norte, por el contrario, los mayores resultados se encuentran con el de aporte de P (Basurco *et al.*, 2001). No obstante, esos mismos estudios muestran que la ventaja inicial de las plantas fertilizadas desaparece al año de la plantación.

En los suelos alcalinos, arenosos y pobres en materia

orgánica también es recomendable la aplicación de 1-4 g de B por planta.

Fertilización de mantenimiento

Este tipo de fertilización se realiza para compensar la retirada de nutrientes por aprovechamiento y para mejorar las condiciones de fertilidad del suelo. Los datos anteriores muestran que el aprovechamiento intensivo del eucalipto implica una considerable exportación de nutrientes. En los suelos ácidos del norte de España y de Portugal, cuando el aprovechamiento incluye la retirada del árbol entero y no se realiza fertilización de mantenimiento, el sistema no es capaz de reponer mediante los mecanismos naturales las extracciones de P, Ca, Mg y K. En los suelos neutros y básicos y con bajos niveles en materia orgánica, las plantaciones pueden experimentar desequilibrios en N y P, fundamentalmente. En plantaciones sobre pizarras el K también puede ser crítico, debido a la adsorción de K por las arcillas (Rubio and Gil-Sotres, 1997). La aplicación de fertilizante se realiza en el momento antes de la tangencia de copas, pero puede realizarse al final de la plantación para mejorar los crecimientos finales (Ruiz *et al.*, 2001). En cualquier caso, esta aplicación debe estar acompañada por medidas que reduzcan los costes nutricionales discutidas en la sección anterior: selección de la biomasa arbórea en función de sus contenidos en nutrientes, prolongación del turno de corta y optimización de la densidad de plantación. Esto se recoge en el Proyecto de decreto “por el que se establecen normas para la nutrición sostenible en los suelos agrarios¹”.

Diferentes estudios realizados en diferentes partes del mundo y diferentes climas muestran que la fertilización potencia el crecimiento del eucalipto (Barros *et al.*, 2004; Gonçalves *et al.*, 2008). Las respuestas, no obstante, varían entre 30 y 50 %, debido al genotipo (incluso en la misma especie de eucalipto) y la disponibilidad de nutrientes en el suelo. En la mayor parte de los casos los programas de fertilización deben tener en cuenta la combinación de ambos factores. Las mayores respuestas a la fertilización se producen en los suelos pobres sometidos a extracciones de biomasa intensiva (González *et al.*, 2013). En las áreas con déficit hídrico, la provisión de agua es más crítica que la fertilización (Stape *et al.*, 2010). Quizás éste sea el motivo de la falta de respuesta al final de turno de corta en térmi-

nos de producción que se ha observado en el centro de Portugal (Madeira *et al.*, 2012). Algunos estudios han informado sobre mejoras del vigor de rebrote de las cepas con la fertilización (Teixeira *et al.* 2002).

Desde el punto de vista de la fertilización, la respuesta varía mucho en los tres estadios de la plantación: preparación del terreno, desarrollo (antes de la tangencia de copa) y después del cierre de copa. La fertilización se puede repetir durante el turno. Sin embargo, se recomienda utilizarla sólo al principio porque el eucalipto adquiere de forma eficiente los nutrientes una vez que se ha desarrollado la copa. Después del cierre de copa, los ciclos internos (retranslocación de nutrientes) y externos de nutrientes (ciclos biogeoquímicos, descomposición de hojarasca), y la disponibilidad de agua, son factores más importantes. Otra recomendación es alternar esta fertilización con otras prácticas selvícolas para reducir los costes.

El momento de mayor respuesta es justo antes del pico del índice de superficie foliar (LAI). El fertilizante aumenta este LAI, aumentando la eficiencia de la fotosíntesis.

En suelos de climas húmedos y suelos ácidos, las mayores respuestas se producen cuando se aporta P y Mg. Sin embargo, en suelos arenosos y pobres en materia orgánica también se pueden producir respuestas al aporte de N y B. Las fertilizaciones recomendadas para un turno de 7 años en Brasil (Gonçalves *et al.*, 2013) son: 2 Mg ha⁻¹ de caliza, 60–80 kg ha⁻¹ de N, 60–80 kg ha⁻¹ de P2O5, 140–160 kg ha⁻¹ de K2O, 1–5 kg ha⁻¹ de B suelen ser las dosis más usadas, dependiendo de pendiente de la limitación hídrica y condiciones del suelo. En algunos casos también se aplican 1 kg ha⁻¹ de Cu y Zn.

Los diferentes elementos suelen tener diferentes efectos fisiológicos sobre la planta. Las aplicaciones de K suelen incrementar la eficiencia de agua por la planta (Almeida *et al.*, 2010) y la vida de la hoja (Laclau *et al.*, 2009). Entre los micronutrientes, el B es elemento que suele crear más limitaciones. Deficiencias de B se han descrito en suelos de textura arenosa y pobres en nutrientes, especialmente de zonas de déficit hídrico (Gonçalves *et al.* 2013; Portela, *et al.*, 2009). En las zonas propensas a este déficit se recomienda la aplicación de 2-5 g de B por planta (Gonçalves, 2013; Ferreto, 2016).

Deficiencias en otros micronutrientes, como Fe, Mn, Cu o Zn no suelen darse, especialmente en suelos ácidos,

¹https://www.mapa.gob.es/es/agricultura/participacionpublica/proyecto_rd_nutricion_sostenible.aspx

donde se potencia la movilidad de estos elementos.

En suelos ácidos, P suele ser el elemento más limitante. Sin embargo, los métodos más tradicionales no consiguen diferenciar cambios en la gestión. Nuevas técnicas, como especiación secuencial (Negassa and Leinweber, 2009) y 31P NMR (Turner *et al.*, 2011; Cade-Menun, 2017) son útiles para diferenciar formas inorgánicas y orgánicas de diferente labilidad. Esto es importante porque la disponibilidad a medio plazo de P está ligada a formas orgánicas, relacionadas con los compuestos más lábiles de MO (O'Hara *et al.*, 2017; Campo y Merino, 2019):

Fertilización con residuos ricos en nutrientes

Los residuos más ampliamente utilizados en plantaciones intensivas son lodos de depuradora y cenizas de biomasa, y en segundo término el estiércol, compost. En esta sección se realiza un análisis de los dos productos con mayor potencial para ser usados en las plantaciones de eucalipto de la Península Ibérica.

- **Cenizas de biomasa:** En los últimos años se ha producido un gran aumento en la cantidad de energía generada en las centrales eléctricas de biomasa, muchas de las cuales se encuentran en aserraderos, fábricas de tablero y de papel. La ceniza de biomasa, el principal subproducto de esta actividad, es una mezcla compleja de ceniza mineral y cantidades variables de carbón.

La aplicación al suelo de cenizas de madera de plantas de energía de biomasa es una estrategia adecuada para reponer la exportación de nutrientes (y, en el caso de cenizas de hornos de parrilla también se aporta materia orgánica en forma de carbón) del suelo que ocurre como consecuencia de la explotación intensiva de las plantaciones (Helmisaari *et al.* 2009; Solla-Gullón *et al.*, 2006, Augusto, 2008; Omil *et al.*, 2013, 2015). Esta práctica también reduce los costos de gestión de residuos y mejora la capacidad de sumidero de C de los agrosistemas.

En función del tipo de combustión, se generan dos tipos diferentes de cenizas: cenizas volantes (obtenidas en separadores de ciclón) y cenizas mixtas o de fondo (obtenidas en hornos de parrilla). Las cenizas volantes están compuestas por elementos altamente solubles y con bajo contenido en C. Las cenizas mixtas están formadas por una mezcla de cenizas volantes y carbón vegetal, y son menos reactivas que las cenizas volantes

finas, lo que implica un menor riesgo de pérdida de nutrientes por lixiviación y un efecto fertilizante más duradero. Además, éstas contienen cantidades moderadas de residuos de carbono, clasificados como caracteres o carbono negro, como resultado de la combustión incompleta de la biomasa (Merino *et al.*, 2018). La adición de ambos tipos de cenizas al suelo (recomendado para suelo ácidos) puede mejorar varias propiedades relacionadas con la producción de plantas y la conservación del suelo, como CEC, porosidad y contenido de SOM (ver, por ejemplo, Atkinson *et al.*, 2010). Como estos compuestos orgánicos contienen C refractario aromático, graftico o elemental, pueden ser resistentes a la descomposición biótica y pueden constituir una matriz de almacenamiento de carbono a largo plazo en los ecosistemas (Krull *et al.*, 2006).

A pesar de estos beneficios, las cantidades de N y P contenidas en las cenizas pueden no ser suficientes para garantizar una mejor producción de la planta (Saarsalmi *et al.*, 2010; Santalla *et al.*, 2011). Además, las alteraciones en la química del suelo y la presencia de carbón tienen efectos directos sobre el ciclo de estos elementos, lo que afecta su disponibilidad en los suelos (Nelson *et al.*, 2011).

El carbón vegetal mejora la actividad microbiana y la descomposición del SOM, lo que lleva a la inmovilización de N, con la consiguiente influencia en la absorción de N por parte de las plantas (Steiner *et al.*, 2008; Nelson *et al.*, 2011). Cuando se usan dosis altas, la degradación parcial del carbón también puede favorecer los procesos anteriores, al menos temporalmente, debido a la alta relación C: N y la presencia de compuestos lábiles en el carbón (Deenik *et al.*, 2011). Por lo tanto, en ecosistemas con N limitado, los suelos modificados con carbón pueden requerir suministros adicionales de N para maximizar la producción de plantas (Saarsalmi *et al.*, 2010; Nelson *et al.*, 2011; Ferreiro *et al.*, 2011).

La aplicación de cenizas al suelo también puede afectar la dinámica del P de diferentes maneras. Por ejemplo, en suelo fuertemente ácido el aumento del pH del suelo favorece la solubilidad de P. La presencia de carbón también parece mejorar las asociaciones micorrícas (Warnok *et al.*, 2007) y los microorganismos heterotróficos solubilizadores de fosfato, lo que lleva a una mayor absorción de P por plantas (Makoto, *et al.*,

2010). Además, el carbón puede absorber P inorgánico y orgánico en sus poros, formando fosfatos de Ca y Mg poco solubles (Glaser *et al.*, 2002). Aunque generalmente se cree que este P se libera gradualmente, se ha sugerido que el carbón puede disminuir la solubilidad del P en suelos ácidos y, por lo tanto, se requeriría P adicional en dichos suelos (Nelson *et al.*, 2011).

A pesar del potencial del empleo de estas cenizas en plantaciones forestales (Solla-Gullón *et al.*, 2006, Santalla *et al.*, 2011; Omil *et al.*, 2015) y en concreto de eucalipto en España (Omil et 2015; ENCE, 2001, 2006; Santillán-Fernández *et al.*, 2016), su empleo está limitado por falta de una regulación concreta.

- **Lodos de depuradora:** El empleo de lodos de depuradora es una práctica para aportar diferentes nutrientes, especialmente N y P, e incluso aumentar el pH, el contenido de materia orgánica y mejorar las propiedades físicas en suelos (Sharma *et al.*, 2017). Existen algunos trabajos donde se ha aportado para fertilizar eucaliptos, en los que se aportaron dosis entre 8 y 23 Tm/ha, en base seca (Mosquera-Losada *et al.*, 2016; Abreu-Junior *et al.* 2017; de Vicente Ferraz *et al.*, 2016). Sin embargo, la presencia de contaminantes inorgánicos y orgánicos, así como de patógenos limita su potencial uso en plantaciones forestales y cultivos agrícolas (Fijalkowski *et al.*, 2017).

En la UE y España existen diferentes regulaciones (European Directive 86/278-EU, 1986 y R.D.1310/1990-BOE, 1990) para reducir las cantidades de metales pesados introducidos por esta práctica en el sistema. Además, en la UE es obligatorio estabilizar los lodos antes de su empleo en los suelos. Estas regulaciones requieren que los lodos se sometan a diferentes procesos de estabilización (biológicos, químicos o térmicos) para reducir los potenciales efectos negativos.

Plantaciones mixtas con especies fijadoras de N

En algunos países de Asia, América y África se establecen plantaciones mixtas con eucalipto y otras especies forestales como proveedor de N. Las especies más empleadas son del género Acacia (p.e. *A. mangium*). Normalmente la productividad forestal del eucalipto aumenta en plantaciones limitadas por N (Bouillet *et al.*, 2013; Paula *et al.*, 2015). En suelos degradados la introducción de estas especies mejora los niveles de N en el suelo, la calidad de la MOS (Koutika et (Al) al. 2020) y la actividad micro-

biana y, en relación con esto último, la disponibilidad de P (Forrester *et al.*, 2006; Koutika and Richardson 2019; Koutika *et al.*, 2020). Aunque también se han descrito efectos negativos sobre la dinámica del P, debido a su gran capacidad de absorción, y sobre la economía del agua en el suelo (p.e. Rascher *et al.*, 2011). Sin embargo, algunas de estas especies suponen una importante amenaza debido a su carácter invasor (p.e. Richardson *et al.*, 2015).

La mayor parte de estos trabajos se centran en especies arbóreas fijadoras. El estudio de Araujo *et al.* (2017) considera la introducción de pastos con leguminosas en sistemas silvopastoriles, pero no valora el efecto sobre los árboles. Es posible que la falta de deficiencia de N en las plantaciones del NW se deba a la presencia de *Ulex spp.* y *Cytisus spp.* en el sotobosque de estas plantaciones (Merino *et al.* 2003)

A modo de síntesis, en este apartado se discuten las diferentes posibilidades de aportes de nutrientes mediante fertilización, lo que está determinado por el estadío de la planta y los objetivos perseguidos. La fertilización en vivero mejora la adaptación de la planta al medio; el aporte de fertilizantes en la plantación contribuye a aumentar la sobrevivencia; mientras que la fertilización de mantenimiento se realiza para compensar la retirada de nutrientes y mejorar la fertilidad del suelo. Además de los fertilizantes convencionales, en los últimos tiempos existe la posibilidad de aplicación de residuos ricos en nutrientes o las plantaciones mixtas.

Control de la vegetación accesoria

Las plantaciones de eucalipto son muy sensibles a la competencia de vegetación durante la fase inicial de crecimiento, lo que afecta a la supervivencia y crecimiento de la planta. El efecto positivo del control de la vegetación (desbroce, herbicida, gestión de restos de corta) sobre el eucalipto se ha demostrado en muchos estudios (Gonçalves *et al.*, 2013; Lima *et al.*, 2003). La competencia con la vegetación accesoria se produce por la luz, el agua y los nutrientes. Una vez establecida la planta, el enraizamiento en profundidad le supone una ventaja sobre las especies herbáceas. Los restos que permanecen sobre el suelo después de la corta reducen la germinación de semillas, aumentando la disponibilidad de luz y agua para los árboles (Paré y Thiffault, 2016). También se han venido aplicando herbicidas durante la plantación, que se aplican a 1 m alrededor de la planta o a lo largo de la fila de plan-

tación, pero hay que tener en cuenta las limitaciones legales y las recomendaciones de uso. En una fase posterior de la plantación, la sombra y el mantillo también ejercerán un efecto para controlar el crecimiento de la vegetación del sotobosque.

Las reforestaciones sobre praderas merecen una especial atención. En estos ambientes el control de la vegetación se debe realizar antes de la plantación. El procedimiento más frecuente es combinar laboreo y aplicación de glifosato, lo que reduce la propagación vegetativa y el banco de semillas (Gonçalves *et al.*, 2004).

Sin embargo, a pesar de este efecto negativo sobre el crecimiento, no se puede olvidar los potenciales beneficios de este tipo de vegetación para la conservación del suelo, en cuanto a ciclo de nutrientes, la reducción de la erosión, biodiversidad o fijación de N. Por ello, es recomendable realizar un control de tipo parcial sobre la vegetación accesoria, recomendando una anchura de 1 m a cada lado de la línea de plantación (Toledo *et al.*, 2003).

Los restos de corta también pueden ayudar a controlar la vegetación accesoria. Estudios en el Centro Portugal sobre gestión de restos de corta y vegetación accesoria muestran efectos significativos sobre la producción sostenible (Carneiro *et al.*, 2007). Los tratamientos que se testan son: 1) retirada de todos los restos de corta, 2) esparcido de los restos sobre el terreno, 3) Acumulación de restos en filas de los árboles y 4) incorporación de los restos por escarificador (*harrowing*). El mayor crecimiento de vegetación accesoria se encontró siempre en el tratamiento donde se retiraban los restos de corta. A los 10 años la diversidad florística era igual en los 4 tratamientos.

Laboreo

El objetivo del laboreo es mejorar el anclaje del sistema de enraizamiento, la aireación y/o el acceso de agua y nutrientes. Realizado en condiciones adecuadas, el laboreo puede mejorar las condiciones para mejorar la supervivencia y optimizar el crecimiento de la planta. Sin embargo, estas operaciones son costosas y, por lo tanto, se requiere que éstas supongan claros beneficios. La mayor parte de los estudios muestran que el laboreo debe combinarse con prácticas de control de la vegetación accesoria. La secuencia de tratamientos que suele recomendarse es la siguiente: control (preferentemente desbroce) inicial de vegetación accesoria y laboreo (subsolado) antes de la plantación, y control posterior de la vegetación proporcionan ventajas para el

crecimiento temprano de la planta.

El laboreo en las plantaciones de eucalipto es beneficioso para el control del matorral, mejorar las propiedades físicas de los suelos para las raíces, lo que contribuye al crecimiento de la planta. Diferentes estudios muestran la relación entre el crecimiento de la planta y la resistencia de penetrómetro. En suelos pesados, la reducción de la compactación por laboreo a lo largo de la línea de plantación deriva en mejoras de crecimiento, debido a la mejora de disponibilidad de nutrientes y agua. El mayor crecimiento de la planta también le proporciona una ventaja competitiva sobre la vegetación accesoria.

El conocimiento de ciertas propiedades del suelo, como la textura y agregación, sirve de orientación para definir el tipo de laboreo más adecuado. En algunos suelos este laboreo puede ser mínimo, mientras que en otros (especialmente en suelos de textura arcillosa, y minerales 2:1 y 1:1) requiere de más de un paseo de laboreo, uno de fondo y uno secundario para romper los terrenos.

En zonas de clima mediterráneo el laboreo también se realiza para reducir la competencia y mejorar la disponibilidad de agua. Además, en estos climas, esta práctica también ayuda a mineralizar materia orgánica y de esta forma, movilizar nutrientes contenidos en él.

Los sistemas de laboreo en plantaciones forestales varían entre los labores intensivos como arado de vereda hasta laboreo reducido, como subsolador o escarificador. Aunque se pueden dar unas pautas generales para casos extremos, es difícil realizar diferentes recomendaciones para los diferentes suelos. Es preciso realizar experimentos específicos para cada caso.

En las zonas templadas y húmedas, el manejo está determinado por la pobre fertilidad química del suelo y el crecimiento de vegetación competitiva. Los tratamientos más frecuentes son un subsolado, fertilización de arranque en el momento de la plantación, seguido de control de la vegetación hasta el cierre de copa son las prácticas más habituales (entrevistas con gestores y propietarios forestales). Uno de los estudios más relevantes en esta temática es el de García Préchac *et al.* (2001) se evalúa la intensidad de laboreo sobre el crecimiento (aéreo y radicular) y propiedades de los suelos. El estudio se realiza en Uruguay. Si bien hay respuestas positivas en el crecimiento con la intensidad de la preparación del terreno, las diferencias dejan de existir a los próximos años. Si bien, parece que los aumentos en biomasa radicular se

mantuvieron, lo que proporcionaría una ventaja en condiciones de sequía. El laboreo más intenso generó superficie de suelo desnudo, que repercutió negativamente sobre la agregación, la materia orgánica y la erosión.

Otros estudios en ambientes más áridos, como el de Carneiro *et al.* (2008), los efectos del laboreo y control de la vegetación sobre la planta no son tan claros. El estudio muestra que la aplicación de escarificador (harrowing) reduce la vegetación accesoria, en cuanto a abundancia y riqueza de especies. Sin embargo, a pesar de esa menor competencia, no se observan mejoras en la producción del eucalipto. El estudio concluye que, en las condiciones climáticas (Mediterráneo 600 mm) y suelos (arenosos, 1-3 % de MO, pH 5.3), estas prácticas no suponen una ventaja para la plantación. Siendo el único beneficio es que reduce el riesgo de incendios.

En algunas zonas se practica laboreo en profundidad (entre 20 y 100 cm) con ripper porque se asume es beneficioso para la planta, aunque la profundidad es superior a las necesidades de la planta y los costes de preparación son muy elevados. Diferentes estudios demuestran que este tipo de laboreo en profundidad no supone ninguna ventaja. En suelos de pobre aireación y/o mal drenaje es más conveniente arado de disco, o incluso vertedera.

Diferentes estudios muestran efectos muy negativos de las preparaciones intensivas del suelo (arado de cobertura y decapado) realizados en suelos arcillosos del País Vasco, que se realizaba en la década de los 90, a pesar de los elevados costes. Estas labores derivan en fuertes impactos sobre las propiedades de los suelos, reduciendo el contenido de materia orgánica y generando compactación y erosión, lo que tiene efectos negativos sobre la vegetación accesoria y el propio crecimiento de la planta (Merino, 1998, 1999, 2004; Edeso *et al.*, 1999).

Gestión de restos de corta

Las diferentes operaciones selvícolas que se realizan en las explotaciones forestales tales como podas, cortas parciales y, fundamentalmente, cortas finales, generan una elevada cantidad de residuos de corta (corteza, ramas y hojas, además de tocónes y raíces asociadas), que son gestionados de forma variable. Hasta la década de los 90, el manejo más frecuente de estos residuos, consistía en su acumulación sobre el terreno, sin realizar ninguna otra actuación sobre ellos, si bien ésto se solía triturar mediante desbrozadoras de cadena o de martillos. En oca-

siones también se procedía a la quema total o parcial de estos restos. Los problemas que plantea la acumulación de grandes cantidades de estos restos sobre el terreno (riesgo de incendio, enfermedades, accesibilidad) se reducían triturando mediante una desbrozadora de cadenas o martillos o mediante su incorporación al suelo. El mantenimiento de estos restos proporciona una eficiente protección frente a la erosión (Fernández *et al.*, 2004).

Con el alza de los precios de los combustibles fósiles, estos restos se extraen de la plantación para aprovecharse como fuente de energía alternativa (European Commission, 2000; Stupak, 2007; Nichols *et al.*, 2009). Es por ello que, en la actualidad, en buena parte de las plantaciones estos restos se extraen para su aprovechamiento. Igualmente, parte de las plantaciones de eucalipto se establecen para el aprovechamiento de energía (Eufrade *et al.*, 2016).

Diferentes regiones están planteando el aprovechamiento de la biomasa arbórea no maderable como fuente de energía o materia prima para la industria de la transformación de la madera (Pérez-Cruzado *et al.*, 2011). Esta práctica podría incrementar la rentabilidad de la propiedad forestal, con la consiguiente repercusión en puestos de trabajo, y, puesto que en muchos casos los restos de corta son el origen de incendios y de proliferación de enfermedades, además, podría ayudar a gestionar las masas forestales.

Sin embargo, antes de retirar los restos de corta o del matorral, debemos considerar las funciones que estos componentes desempeñan, en cuanto a su protección frente a la erosión o contribuyendo a mantener el contenido de materia orgánica y nutrientes en los suelos, entre otros. La selección de las zonas de aprovechamiento y una planificación de las labores puede evitar los posibles efectos negativos de este tipo de aprovechamiento (Wall, 2012; Achat *et al.*, 2015). En esta presentación se hace una breve exposición de los aspectos más importantes que se deben de tener en cuenta para evitar la degradación de suelos en las masas forestales en las que se aproveche grandes cantidades de biomasa.

El manejo de los residuos de corta puede incidir de forma considerable sobre la conservación de suelos, así como sobre el propio crecimiento y supervivencia del regenerado en el siguiente turno. En este sentido, es destacable el papel de los restos de corta en múltiples beneficios para el sistema forestal (Achat *et al.*, 2015). Los beneficios

más destacados son los siguientes:

- a) la reducción de las temperaturas superficiales del suelo
- b) la reducción del agua de evaporación (Dedecek *et al.*, 2007)
- c) la protección del suelo frente a la erosión
- d) la mejora del contenido de materia orgánica y de la actividad microbiológica del suelo. En suelos plantaciones manejadas de forma intensiva se encuentra frecuentemente menor actividad. Este efecto es debido por una parte a la pérdida de compuestos lábiles de la MO del suelo. También debido a las alteraciones en temperatura y humedad del suelo
- e) Protección frente a la compactación. Los restos de corta ofrecen una capa que amortigua el peso de la maquinaria forestal pesada (Han *et al.*, 2009; Ampoorter *et al.*, 2012). Esta compactación afecta al crecimiento de raíces y a la absorción de nutrientes.
- f) La restitución de nutrientes extraídos durante el crecimiento del turno anterior. Esta cuestión ha sido objeto de discusión en un apartado anterior. Por la gran cantidad de nutrientes que acumulan. Reducciones de nutrición que afectan a la productividad como consecuencia de la retirada de restos de corta se han descrito en plantaciones sobre suelos pobres (Rocha *et al.*, 2016).

Como consecuencia de estos aspectos, diferentes estudios recomiendan una planificación de la gestión de los restos de corta, en función de las diferentes limitaciones (Foelkel, 2007; Achat *et al.*, 2015). La extracción de restos de corta está siendo una práctica habitual, dada la transcendencia del asunto, en esta sección se recoge con cierto detalle los aspectos clave.

Erosión de suelos y calidad de aguas: La erosión del suelo es un aspecto de especial interés en aquellos terrenos de fuertes pendientes, donde los suelos someros pueden ser considerados como un recurso no renovable. La erosión afecta al propio sistema forestal, a través de las pérdidas de espesor y de fertilidad del suelo, que repercuten sobre la productividad. Además, este proceso también afecta a los sistemas acuáticos, que están ligados a los sistemas forestales. Aunque los sistemas forestales ofrecen la mejor protección del suelo frente a la erosión, en explotaciones forestales intensivas la pérdida de suelo está muy influenciada por el tipo de tratamiento posterior a la corta. Si los restos de corta permanecen sobre el terreno, la escorrentía tan sólo incrementa ligeramente y la tasa de ero-

sión es muy baja. Por el contrario, si la extracción de biomasa es importante (incluyendo restos de corta o sotobosque) y, además, ésta se realiza en laderas de pendiente acusada, la erosión puede ser importante. La mayor parte de los estudios recomiendan evitar la retirada de la totalidad de la biomasa en las laderas de mayor pendiente, donde la presencia de estos residuos protege de manera eficiente al suelo frente a la erosión (Cândido *et al.* 2014). En zonas más llanas estos restos se podrían utilizar si la extracción de nutrientes se compensa mediante fertilización (en caso de aprovechamiento energético, mediante aplicación de cenizas).

Fertilidad del suelo: Esta cuestión se ha abordado en parte en el capítulo anterior, sobre ciclo de nutrientes, por lo que aquí hacemos una síntesis en relación a la gestión de restos de corta. El aspecto nutricional es especialmente importante en plantaciones intensivas donde las deficiencias nutricionales son frecuentes. Los restos de corta acumulan buena parte de los nutrientes que la masa ha ido asimilando durante el turno. Su retirada, por consiguiente, implica la extracción de gran cantidad de elementos nutritivos del sistema. Puesto que los restos de corta también frenan la erosión, la retirada de éstos también incrementa el riesgo de pérdida de nutrientes por escorrentía y lixiviación (Achat *et al.*, 2015).

Dado que las fracciones más ricas en nutrientes son las ramas finas, las hojas y, en el caso del eucalipto, la corteza, el aprovechamiento de éstas conlleva en un fuerte aumento de los nutrientes que estamos retirando del sistema (Merrino *et al.*, 2005; Hernández *et al.*, 2009, 2016). En este sentido, para reducir el “coste” nutricional de esta práctica se tiene que tener en cuenta que la proporción de hojas y ramas, que son los componentes con mayor concentración de nutrientes, se reduce a) con la edad de la plantación y b) con la mayor densidad de la plantación (Leite *et al.*, 2011). Además, hay que tener en cuenta que hay importantes diferencias entre especies de eucalipto (Harrison *et al.*, 2000). En relación a esto último, en el contexto de la península Ibérica es relevante la comparación entre *E. globulus* y *E. nitens*. El estudio de Rodríguez-Soalleiro *et al.* (2018) no revela diferencias substanciales en la concentración de nutrientes entre ambas especies.

Por último, también hay que considerar que, en plantaciones manejadas por rebrote, la distribución de la biomasa del árbol también está afectado por el número de

turnos (Miranda y Pereira, 2016).

En cualquier caso, aunque los restos de corta se mantengan sobre el terreno, es preciso considerar que la extracción de madera también implica una importante retirada de nutrientes comparada con la escasa reserva de los suelos. En suelos de baja capacidad éstos deberían ser aportados mediante fertilización para asegurar la producción.

Contenido en materia orgánica: El conjunto de restos de corta acumula el 20-35 % del carbono contenido en el árbol, por lo que su incorporación al suelo contribuye a mantener los niveles de materia orgánica en el suelo. La retirada de restos de corta también incrementa la temperatura y, por tanto, de la mineralización de la materia orgánica (Pérez-Batallón *et al.*, 2001; Dessureault-Rompré *et al.* 2010). En las zonas donde el contenido de materia orgánica del suelo es reducido, la extracción de biomasa puede incrementar el problema (Mendham *et al.*, 2002; Laclau *et al.*, 2010; Achat *et al.*, 2015; Cook *et al.* 2016; Mayer *et al.*, 2020).

Puesto que el efecto sobre la materia orgánica es a largo plazo y actúan diferentes factores, este parámetro es difícil de medir, y de obtener conclusiones claras (Fialho y Zinn, 2014). El estudio más amplio realizado hasta el momento, se ha realizado en Brasil (Cook *et al.*, 2016), a partir de muestras tomadas en dos períodos 1984-1993 y 2001-2010 en plantaciones de eucalipto manejadas en turnos de 8 a 10 años (sin especificar el manejo de restos de corta). El trabajo no muestra una tendencia clara en las tres regiones evaluadas, siendo el contenido de arcilla en el suelo el factor que más afecta a mantener o perder materia orgánica en el suelo.

El estudio más relevante que trata la cuestión de la materia orgánica del suelo en relación con el manejo de restos de corta es del Achat *et al.* (2015), que incluye 168 sitios experimentales fundamentalmente de Norte América y Europa. Asumiendo la importante heterogeneidad de los resultados debido a los múltiples factores, el estudio señala reducciones en el horizonte orgánico del suelo (mantillo forestal) y del contenido de materia orgánica en el suelo mineral.

Compactación del suelo: Por otro lado, la retirada de todos los restos de corta deja el suelo expuesto directamente al peso de la maquinaria. En estas condiciones, si en la parcela se introducen vehículos de cierto peso, el

suelo se puede compactar, lo que afecta de manera importante al crecimiento de la plantación (Carter *et al.*, 2006; Han *et al.* 2009; Achat *et al.*, 2015). Los restos de corta generan una capa protectora que distribuye el peso de la maquinaria, reduciendo el contacto de la maquinaria y por tanto la compactación. El impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo desnudo favorece el desarrollo de costras superficiales en el suelo. El estudio de Edeso *et al.* (1999) muestra formación de costras en suelos arcillosos en suelo laboreados de forma intensa en el País Vasco. Esta compactación afecta al crecimiento como consecuencia sobre la penetración de las raíces y de la asimilación de nutrientes (Kabzems y Haeussler, 2005; Wilpert and Schäffer, 2006).

Vegetación accesoria: La gestión de los restos de corta ejerce también un importante efecto sobre la vegetación accesoria, aumentando la disponibilidad de agua para la planta. Este efecto es crítico en las fases iniciales de crecimiento, antes de la tangencia de copa. Este aspecto es importante, puesto que esta vegetación juega un papel vital sobre el reciclado y conservación de nutrientes (Bauhus *et al.*, 2001), protege al suelo frente a la erosión y favorece la agregación. La diversidad de especies es un indicador de sostenibilidad y biodiversidad.

Extracción de tocones: En algunos casos se está planteando la retirada de los tocones para aprovechamiento energético. La eliminación de tocones de *Eucalyptus spp.* después del aprovechamiento generalmente se realiza mediante un proceso mecánico. Este proceso es costoso y genera daños ambientales, como la compactación del suelo y el desplazamiento de la capa orgánica del suelo, puede llegar a afectar al crecimiento (Edeso *et al.*, 1999; Merino y Edeso, 1999; Egnell *et al.*, 2015). Además, en las áreas de difícil acceso la extracción mecánica del tocón es difícil de realizar.

En plantaciones de *E. globulus* la extracción de tocones cada 3-4 turnos es recomendable para que no reduzca la producción. Hay que considerar que a partir del cuarto turno la planta pierde crecimiento y vigor. Si bien el uso de ciertos herbicidas ha demostrado ser factible, es posible que su uso se limite en un futuro próximo. En este sentido, la eliminación biológica de tocones con hongos seleccionados podría ser una alternativa (p.e. Andrade *et al.*, 2012; da Costa *et al.*, 2017 junto a otras opciones

como la destrucción física sin extracción o su cubrimiento temporal a la luz.

A pesar de los impactos de la retirada de restos mencionados, en algunos hay estudios que muestran ejemplos positivos de la retirada de residuos, los cuales se han atribuido la mejora de la temperatura (Roberts *et al.*, 2005) o de la reducción de enfermedades en las raíces (cuando se retiran los tocones y las raíces (Cleary *et al.*, 2013). En algunos casos también se han identificado mejoras en la nutrición después del destoconado y laboreo en profundidad, que se han atribuido a la estimulación de la mineralización del N (Egnell *et al.*, 2015).

A continuación, pasamos a comentar las principales conclusiones obtenidas en diferentes estudios, diferenciando zonas húmedas y secas.

Áreas tropicales y subtropical (Brasil, Congo y Zonas templadas húmedas (Norte España, Uruguay, Chile, India, SW China)

Se trata de zonas con elevadas precipitaciones (más de 1500 mm) y sin riesgo de sequía o helada. En los trópicos, los suelos tienen contenidos en materia orgánica bajos o moderados, en las zonas templadas, éstos son elevados.

Rocha *et al.* (2018) y otros estudios numerosos estudios (Achat *et al.*, 2015; Rocha *et al.*, 2016a) muestran que, a pesar de los beneficios económicos iniciales, la retirada de biomasa puede reducir la producción de la plantación en un 20 % en zonas de climas subtropicales y templados. Esta respuesta no es inmediata si no que se produce después de 2 o más rotaciones (Mendham *et al.*, 2014).

En estas zonas, a pesar de que los suelos son muy pobres (excepción de la zona de Chile con suelos volcánicos), el crecimiento de la planta es alto. Esto deriva en una extracción de nutrientes importante con respecto a las reservas en el ecosistema (Merino *et al.*, 2004; Hernández *et al.*, 2009; Achat *et al.*, 2015; Laclau *et al.*, 2010), que afectaría a la nutrición de la planta en las posteriores rotaciones. Es por ello, que en las plantaciones donde se realiza esta práctica, la fertilización puede reducir este problema (Rocha *et al.*, 2016^a). Sin embargo, sólo se consiguen resultados aplicando gran cantidad de fertilizantes.

Puesto que las corteza, hojas y ramas están concentradas en nutrientes (N, P, K, Ca y Mg), mantener los restos de corta supone una liberación gradual de los nutrientes. En primer lugar se descomponen las hojas (0.9 años para Uruguay), mientras que la corteza se mantiene por más

tiempo (5 años para las condiciones de Uruguay). El nutriente que más rápido se libera es el K, el más lento, el Ca. El resto (N, P y Mg) se liberan a medida que el material se va descompitiendo.

A pesar de este mayor aporte de nutrientes en el sistema, los incrementos de elementos en el suelo no suelen ser frecuentes. Mendham *et al.* (2014) encuentran aumentos claros de elementos de cambio en el suelo solo después de la tercera turno (en la segunda turno, Mendham *et al.*, 2003, no encuentran diferencias) cuando éste tiene suficiente CIC. En suelos más pobres, normalmente suelos tropicales, arenosos con baja CIC, la respuesta es débil (Laclau *et al.*, 2010; Mendham *et al.*, 2014). El mejor indicador no es tanto las diferencias en el suelo, sino la asimilación de nutrientes (peso de biomasa x nutrientes, Laclau *et al.*, 2010). De hecho, a pesar de la importante extracción de nutrientes, las concentraciones de éstos en los suelos no suelen verse afectada debido a los mecanismos de tipo buffer en el suelo.

Sin embargo, en algunos casos es posible que la acumulación de restos de corta, especialmente si estos se incorporan, dan lugar a una inmovilización de N e incluso de P, durante un tiempo hasta que no se descomponen los residuos (Pérez-Batallón *et al.*, 2001; Wang *et al.*, 2019). Esto es más frecuente que se produzca en plantaciones donde la relación C/N sea mayor (bajos valores de N), donde el aporte de N al suelo no es suficiente para la demanda de los microorganismos (Wang *et al.*, 2019). La liberación del N se produce a valores de C/N inferiores a 40 (Parton *et al.*, 2007).

Sin embargo, el tema nutricional no parece ser el único motivo de la pérdida de producción en estos ambientes. Algunos estudios muestran que el descenso de productividad también se debe a los efectos sobre el contenido y calidad de la MO. En los suelos pobres del subtrópico y zonas templadas húmedas, donde los suelos tienen una carencia en P y N (el N es limitante en el norte de España) y baja CIC, este componente es muy importante por la fertilidad de estos suelos está determinada por este componente. A escala de tiempo intermedia, se han observado descensos de la fracción de MO más lóbil (Mather *et al.*, 2003; Rocha *et al.*, 2018), que afecta especialmente a la actividad microbiana (Mendham *et al.*, 2003; Kumaraswamy *et al.*, 2014; Nambiar and Hardwood, 2014; Mendham *et al.*, 2014; Epron *et al.*, 2015). Los contenidos totales de MO también descienden en las plantaciones intensivas, aunque el efecto

depende del contenido inicial y del clima (Gómez-Rey *et al.*, 2010; Cook *et al.*, 2016).

Y en relación con ello se han descrito descensos en la disponibilidad de N y P (Huang *et al.*, 2013; Rocha *et al.*, 2016a, 2018; Nambiar and Harwood, 2014; Menegale *et al.*, 2016) y B (Gonçalves, 2011). Sin embargo, estos efectos son variables (algunos estudios, como Laclau *et al.*, 2010, no encuentran pérdidas de MOS con la retirada de restos), y posiblemente la respuesta dependa del tiempo transcurridos desde el inicio del tratamiento y del contenido inicial de MO en el suelo.

El estudio de Rocha *et al.* (2016a) concluye que hace falta acumular los residuos después de al dos menos rotaciones para recuperar la productividad. Aunque esto dependerá del tiempo en el que se han venido retirando los restos de corta.

En estos suelos la dinámica de P es especialmente importante. Por una parte, la fuerte acidez hace que este elemento sea especialmente escaso en forma disponible. Las especies de eucalipto utilizan las formas poco disponibles en el suelo mediante diferentes estrategias. Las principales son: a) la excreción del encima fosfatasa ácida, que libera el P en forma orgánica del suelo (Fox *et al.*, 2011), b) la excreción de ácidos orgánicos de bajo peso molecular, como malato, aspartato y ácido cítrico (Plassard and Dell, 2010).

Los estudios de Rocha *et al.* (2019) y Adamczyk *et al.* (2015) muestran descensos de la actividad fosfatasa ácida y otros encimas (Adamczyk *et al.*, 2015) en suelos donde se han retirado los restos de corta. Es posible que la MO lábil sea una fuente de C para los microorganismos que segregan este encima. Klose y Tabatabai (2002) mostraron que este encima se produce casi exclusivamente por la actividad de los microorganismos.

Por otra parte, la corta intensiva deriva en importantes extracciones de este elemento, que, a diferencia de otros elementos (N, Ca, Mg), no se pueden reponer. El trabajo de Rocha *et al.* (2019) reveló un descenso del P orgánico en las plantaciones con retirada de corta. La influencia de los restos de corta sobre la dinámica del P es directa, a través de la extracción de P, en la biomasa. Pero también, de forma indirecta, a través del efecto de la extracción de restos sobre la MOS, el pH y la actividad microbiana (comentada más arriba). La pérdida de compuestos lábiles de MOS afecta especialmente a las formas lábiles de P (O'Hara *et al.*, 2006).

En el suelo existe diferentes formas del P implicadas en

la disponibilidad de este elemento. Estas son tanto inorgánicas (ortofosfato y pirofosfato) como orgánicas (monoésteres y diester). Éstas últimas son las fuentes de reposición de P a medio plazo. Los métodos tradicionales (Mehlich, Olsen, Bray) de cuantificación de P disponible no detectan cambios en las formas de P dinámica de este elemento. Es por ello que se recomienda la aplicación de técnicas novedosas como la RMN para poder predecir cambios en la dinámica de este elemento a largo plazo (George *et al.*, 2018). No olvidemos que este elemento puede ser crítico en unas pocas décadas porque el P es un recurso finito, no sustituible, no renovable y geográficamente restringido.

En los suelos arcillosos (Cantabria, sobre calizas, País Vasco, sobre argilitas) la retención y laboreo del suelo también suele ser necesario para mejorar la infiltración y la porosidad del suelo.

Zonas de clima mediterráneo (Sur de Galicia, centro Portugal, Huelva, Parte de Brasil, Sudáfrica)

A diferencia de las zonas anteriores, en estas áreas, donde la precipitación es 700-1000 mm, los suelos no son tan ácidos y pobres en P, Ca y Mg. Esto, en algunos aspectos, es favorable para los aprovechamientos intensivos. Sin embargo, los suelos suelen presentar bajos contenidos en MO, por lo que la gestión de los residuos no sólo afecta a la productividad debido al menor aporte de nutrientes (N y P), sino también a través del efecto sobre la reserva de agua y la compactación.

Economía del agua en el suelo

En estos sistemas, las respuestas a los tratamientos de restos de corta, fertilización y control de la vegetación parecen depender en gran medida de las mejoras iniciales en la disponibilidad de agua del suelo (Du Toit, 2010). La retirada de restos de corta en estos suelos (y también el laboreo) afecta a las propiedades físicas de los suelos.

En estas condiciones la preparación del suelo puede ayudar a superar las limitaciones de agua durante la estación seca. Esto se produce a través de dos mecanismos (Gonçalves *et al.*, 2013). El primero, por el efecto positivo sobre la infiltración de agua en el suelo, reduciendo la escorrentía, y por tanto aumentando la cantidad de agua retenida. El segundo efecto se produce como consecuencia del aumento de la profundidad efectiva cuando existen limitaciones de enraizamiento en profundidad. En climas tropicales las limitaciones en profundidad más importan-

tes son horizontes B de tipo arcilloso, fragipan o plintitas. En ambientes templado-húmedos, como los del norte de España, es la escasa profundidad. En estos casos, el sub-solador (30 cm) logra romper el horizonte C, permitiendo aumentar algo la profundidad efectiva del suelo.

En estas áreas, la retención de los residuos sobre el suelo favorece tanto la humedad del suelo como la nutrición (Dedecek *et al.*, 2007). La mayor humedad en los sitios donde se mantienen los restos de corta se debe a la menor evaporación y mayor contenido en MO, lo que favorece la porosidad del suelo y la infiltración. La nutrición afecta especialmente a los nutrientes ligados a la dinámica de la materia orgánica, como son el N y el P.

En los suelos arenosos la retención de restos de corta, una adecuada preparación del terreno ayuda y fertilización a un rápido establecimiento de la planta durante la época lluviosa. Este rápido crecimiento aumenta la capacidad de la planta para sobrevivir bajo stress de agua y nutrientes. Otro beneficio de mantener los residuos es el menor crecimiento de vegetación competitiva.

Recuperación del sistema a largo plazo

Si bien la extracción de los restos de corta suele tener un impacto negativo sobre nutrición forestal, las condiciones del suelo y el crecimiento de los árboles, la magnitud de los cambios es generalmente de baja magnitud (por ejemplo, una disminución de solo 3 a 7% en el crecimiento de los árboles). Además, los diferentes estudios muestran que la fertilidad química del suelo puede recuperarse porque los impactos negativos más fuertes sobre el N y los cationes intercambiables tienden a ocurrir durante la primera década después del aprovechamiento. En el caso del P quizás esta reposición no es tan rápida, debido a la baja capacidad de restitución. Existen pocos estudios específicos sobre este nutriente, en parte por las limitaciones técnicas de fraccionamiento.

Las mayores reducciones en el diámetro y la altura del árbol normalmente ocurren durante los primeros años después de la corta. La recuperación de los nutrientes puede ocurrir, por ejemplo, mediante la caída de la hojarasca de árboles y / o procesos de meteorización de minerales, que compensan la pérdida de materia orgánica y nutrientes (Merino *et al.* 1999; Ranger *et al.*, 2011). El tiempo transcurrido después de la corta puede variar entre uno y más de 30 años. Sin embargo, no existen estudios de largo plazo sobre sobre el efecto acumulado de

la retirada repetida de los restos de corta. Alternativamente a los experimentos a largo plazo, los efectos debidos a los aprovechamientos intensivos acumulados se han evaluado a través de enfoques de modelado que sugieren pérdidas de materia orgánica y nutrientes del suelo en plantaciones de eucalipto en Australia (Ranatunga *et al.*, 2008).

1.5. Restauración de suelos degradados y reforestación de tierras agrícolas marginales

Desde 1993 muchos países europeos (entre ellos España) han visto incrementada la superficie forestal como consecuencia de incentivos (*European Council Regulation 2080/1992*). Entre 1993 y 2006 se repoblaron alrededor de 7,000 km² de tierras privadas (MAPA, 2006). El objetivo original de este programa de forestación era reducir el excedente agrícola y diversificar los ingresos y las funciones agrícolas. Sin embargo, esta forestación afectó principalmente a tierras agrícolas marginales y menos productivas, que ya estaban abandonadas debido a la falta de productividad y / o al éxodo demográfico que tuvo lugar en las zonas rurales a mediados del siglo XX (Montiel, 2006). Los beneficios posteriores de estas medidas fueron, por lo tanto, favorecer los roles recreativos y ambientales de los bosques, además de la disponibilidad de madera.

En el sur de Europa, *Eucalyptus globulus* es una de las especies mayormente empleada en la forestación de tierras agrarias (Vadell *et al.*, 2016), pero con una proporción creciente de *Eucalyptus nitens*, debido a su tolerancia a las heladas y en estrategias de conservación de suelo. Estas reforestaciones han sido la principal causa de críticas de parte de organizaciones ambientalistas. Las principales causas de esta oposición han sido el carácter monoespecífico de las plantaciones, los impactos visuales de preparaciones de suelo intensas y la baja multifuncionalidad de estas plantaciones con respecto a otros usos, como las praderas.

1.6. Restauración de suelos degradados y reforestación en terrenos agrícolas marginales

Uno de los efectos negativos más importantes de la agricultura intensiva sobre las propiedades del suelo es la pérdida de materia orgánica. Los suelos agrícolas y de pastizales muestran importantes reducciones de materia orgánica con respecto a los bosques (Hontoria *et al.*, 1999; Rodríguez-Murillo, 2001; Romanyà y Rovira, 2011). Este

efecto se produce en respuesta al menor aporte de residuos vegetales y la mayor tasa de mineralización como consecuencia de la labranza intensiva (ruptura mecánica de agregados y aireación del suelo). Sin embargo, aunque la pérdida de materia orgánica con el laboreo es un efecto generalizado, se pueden encontrar diferencias importantes en los diferentes ambientes climáticos, así como por el tipo de gestión o contenidos potenciales de materia orgánica en el suelo. El contenido de materia orgánica es especialmente bajo en suelos de áreas áridas y semiáridas, tanto en tierras de cultivo como en bosques. Por el contrario, los suelos de la zona Atlántica y algunas áreas continentales muestran contenidos de MOS bastante altos. En los suelos de pastizales de montaña, el contenido de materia orgánica puede ser incluso mayor que en los bosques.

La pérdida de materia orgánica como consecuencia del laboreo agrícola conduce a múltiples consecuencias negativas en la conservación del suelo. El bajo contenido de ésta, especialmente cuando se acompaña de compactación por maquinaria de carga, implica tasas de infiltración y porosidad más bajas, y una escorrentía más alta (Richter y Markewitz, 2001; Sánchez-Marañón *et al.*, 2002). Los suelos de manejo intensivo, especialmente aquellos dedicados a cultivos anuales, son particularmente susceptibles a la erosión del suelo debido a la alta erosibilidad del suelo y la falta de una cubierta vegetal protectora (Murillo *et al.*, 2004; Solé Benet, 2006; García-Ruiz y Lana-Renault, 2011). En general, la capacidad de retención de agua del suelo también se reduce, lo cual es un inconveniente importante para el nuevo establecimiento de vegetación en ambientes mediterráneos (Rey-Benayas *et al.*, 2005).

Conservación de suelos en terrenos degradados

La reforestación de terrenos degradados implica cambios importantes en la cubierta vegetal y las especies. Por un lado, esta nueva vegetación implica mayores aportes de residuos vegetales, a través de la caída de hojarasca y las raíces. Además, las deposiciones atmosféricas de nutrientes son más altas en el bosque que en los suelos de los cultivos, a través de la caída y el flujo a través del tallo, lo que contribuye significativamente a la acumulación de la reserva de nutrientes disponibles en el suelo. Los nuevos sistemas forestales también favorecen la simbiosis con hongos micorrízicos, que también modifica la absorción de nutrientes. Los estudios de gradientes de suelo alrededor de árboles muestran claramente el papel positivo de

los árboles y arbustos para la fertilidad química (Joffre y Rambal, 1988; Cubera y Moreno, 2007b; Moreno *et al.*, 2007; Marañón *et al.*, 2009) y para las propiedades físicas del suelo (p. Ej., Capacidad de retención de agua, WHC).

Todos estos cambios generan complejas interacciones planta-suelo, que modifican diferentes propiedades. Sin embargo, la evolución de estas propiedades suele ser lenta y muy dependiente de múltiples factores ambientales y de gestión. En general, los contenidos de materia orgánica y nitrógeno, Capacidad de Intercambio Catiónico, biomasa fúngica y actividad microbiana aumentan en los nuevos suelos forestales (Rey Benayas *et al.*, 2007), pero los patrones para otros contenidos de nutrientes son menos evidentes.

Debido a que los bosques pueden almacenar C orgánico tanto en la biomasa como en el suelo, a largo plazo, la nueva vegetación constituye una oportunidad para el secuestro de C y para mitigar las crecientes concentraciones atmosféricas de CO₂. En estos ambientes la reforestación se produce la rápida acumulación de C en biomasa. Aunque la ganancia de materia orgánica en el suelo es más lenta, importantes aumentos (alrededor de 30 %) se han descrito a medio plazo (Sauer *et al.*, 2012). Los cambios en el uso de la tierra y el manejo del suelo también conducen a alteraciones en la cantidad y calidad de la materia orgánica del suelo (Glaser *et al.*, 2000; Guo y Gifford, 2002; Miralles *et al.*, 2009). Sin embargo, los efectos sobre la magnitud y el progreso del contenido de ésta son muy variables debido a la influencia de diferentes factores, entre ellos, la producción primaria neta, la calidad y la cantidad de residuos vegetales, ciertas propiedades del suelo (disponibilidad de nutrientes, textura) y la intensidad del manejo pasado y presente (Balesdent *et al.*, 2000; Jandl *et al.*, 2007).

Las mayores ganancias de materia orgánica en el suelo se producen en suelos con contenidos altos en arcilla (> 33 %), debido al efecto de protección y estabilización a través de complejos entre los compuestos orgánicos y la arcilla (Laganière *et al.*, 2010). Otro importante aspecto es el contenido inicial del suelo. Las ganancias más rápidas se producen en los suelos con menores contenidos en materia orgánica, mientras que los suelos que cuentan con niveles intermedios de materia orgánica suelen experimentar una pérdida durante los primeros años después de la reforestación (Pérez-Cruzado *et al.*, 2012).

En relación a la calidad de la materia orgánica y de la

actividad biológica, la reforestación también puede alterar la dinámica de otros dos gases de efecto invernadero fuertes, como el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O). Los suelos forestales generalmente muestran tasas más altas de oxidación de CH_4 y emisiones más bajas de flujos de N_2O en comparación con las tierras agrícolas (Merino *et al.*, 2004; Christiansen y Gundersen, 2011). Debido a la menor cantidad de N inorgánico, los suelos forestales tienen un potencial menor para producir N_2O que en los suelos agrícolas. Aunque el suelo es un sumidero importante para el CH_4 atmosférico, la actividad metanotrófica se reduce considerablemente en los suelos agrícolas. Esto se debe a que la compactación influye en la difusión del gas y la fertilización con N inhibe la oxidación de CH_4 . Por tanto, en general, si la reforestación implica la ganancia de materia orgánica en el suelo, repercute en una reducción de los flujos de gases de efecto invernadero, es decir, el impacto positivo no sólo se limita a la captura de C en biomasa y suelo.

Como resultado de la ganancia de contenido de materia orgánica, la estructura del suelo y la tasa de infiltración tienden a mejorar, lo que resulta en una menor erosión del suelo (función de agregación) y escorrentía, y una mayor protección efectiva contra la erosión (Francis y Thornes 1990; Cammeraat y Imeson 1999; Kosmas *et al.*, 2000; Eldridge *et al.*, 2011; Nunes, 2011; Navas *et al.*, 2012). A nivel de paisaje, el establecimiento de nuevas comunidades de arbustos o bosques implica beneficios en la calidad del agua, reduciendo el flujo máximo de escorrentía y la erosión. Disminución de la temperatura de la superficie, reducción de la escorrentía y la pérdida de sedimentos, disminución del albedo, aumento del índice de área foliar (LAI) y la profundidad de enraizamiento, y aumento de hojarasca en el suelo afecta a múltiples propiedades del suelo (Rey Benayas *et al.*, 2007).

Experiencias con reforestación con especies de eucalipto

El crecimiento del eucalipto es en general alto, incluso en suelos arenosos y/o de zonas áridas, por lo que las reforestaciones de Eucalipto (y otras especies forestales) sobre terrenos agrícolas degradados pueden ser potencialmente útiles para reducir la erosión, restaurar materia orgánica y fertilidad del suelo en esos terrenos degradados.

Las reforestaciones con eucalipto mejoran las condiciones de los suelos degradados, especialmente en sistemas

de gestión forestal poco intensivos (Scalenghe *et al.*, 2015, en Sicilia; Boulmane *et al.*, 2017, en Marruecos; Nawaz *et al.*, 2017, en Paquistán). Parte de la ganancia de materia orgánica del suelo se debe a la elevada cantidad de biomasa radicular de esta especie cuando se maneja por rebrote (Razakamanarivo *et al.*, 2011). El eucalipto desarrolla gran cantidad de raíces en profundidad (Laclau *et al.*, 2001; Christina *et al.*, 2011; Pinheiro *et al.*, 2006), especialmente en zonas áridas (Boulmane *et al.*, 2017).

Sin embargo, la bibliografía también recoge casos donde la reforestación no mejora el contenido de MO del suelo mineral (Harper *et al.*, 2012, en Australia), a pesar de que los crecimientos son moderados.

Algunos trabajos (Pérez-Cruzado *et al.*, 2012 en el NW de España; Cook *et al.* 2016 en Brasil; Hernández *et al.* 2016 y Céspedes-Payret *et al.*, 2017 en Uruguay) evalúan la captura de C en el suelo después de la reforestación. Los datos difieren considerablemente dependiendo del contenido inicial de MO, prácticas selvícolas, uso previo del suelo o especie de eucalipto utilizado. Desde suelos donde se gana C (suelos agrícolas con bajo contenido en MO) hasta donde se pierde (reforestaciones sobre praderas con elevados contenidos de MO, Pérez-Cruzado *et al.*, 2012).

En algunos estudios se muestra cómo plantaciones mixtas de eucalipto con una especie arbórea de tipo leguminoso potencia la ganancia de C en el suelo (Carbalho Baliero *et al.*, 2008), lo que podría estar relacionado con la mejora de la calidad de la hojarasca en relación a su descomposición. En estas zonas la reforestación de tierras marginales, además de mejorar las propiedades (productivas y ambientales) de los suelos, también proporciona ingresos a los agricultores (Groome. 1990; Valdell *et al.*, 2016; Liang *et al.*, 2016; Grossman, 2015; Lenz *et al.*, 2019; Koutika *et al.*, 2019; 2020; Villalba-comunicación persoanl).

En relación a esto, el clima es uno de los aspectos más importantes. Debido a las menores tasas de crecimiento, las menores ganancias se observan en climas áridas.

Zonas semiáridas (250-500 mm) y áridas (<250 mm)

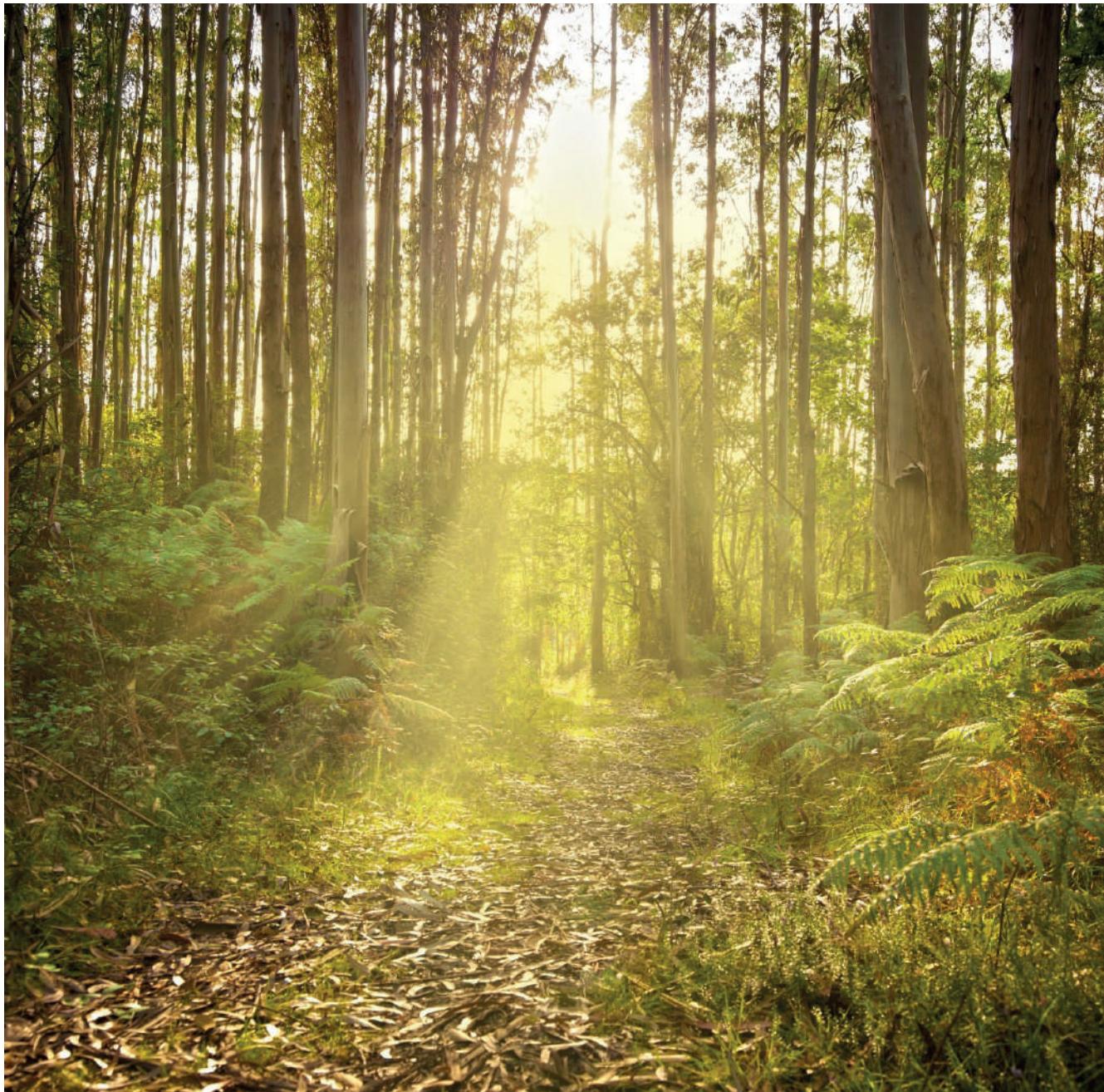
A pesar de la gran representación de terrenos degradados en zonas áridas, los estudios de reforestación de terrenos degradados son mucho más escasos en estas áreas. A diferencia de zonas templadas, en estos ambientes, la mayor parte de los casos la especie más común es *Eucalyptus camaldulensis*. Los estudios sobre esta especie

son muy escasos, especialmente para plantaciones adultas (Scalenghe *et al.*, 2015; Boulmane *et al.*, 2017; Nawaz *et al.*, 2017; Suganuma *et al.*, 2019). En estas zonas, las producciones aumentan mucho con el riego (Nawaz *et al.*, 2017) y con enmiendas orgánicas (Madejón *et al.*, 2016).

Algunos estudios se han centrado en la dinámica de elementos limitantes, como el P. Para este caso, las conclusiones son más complejas puesto que la dinámica de este elemento después de la reforestación está muy determi-

nado del manejo anterior (fertilización) (Chirino-Valle *et al.*, 2016). No obstante, se concluye que los suelos degradados mejoran sus niveles de P con la reforestación, posiblemente debido a la reducción de la erosión (Deng *et al.*, 2016).

Se recuerda, que además de uso de eucalipto en turnos cortos, existen alternativas, como el manejo en turnos menos intensivos o la conservación de los bosques naturales (Boulmane *et al.*, 2017).



2. Listado países y sus líneas de trabajo preferentes

En este apartado se hace un análisis de las principales temáticas relacionadas con los suelos que son investigadas en los diferentes países. El número de investigaciones no

necesariamente se relaciona con la superficie destinada a plantaciones de eucalipto. En países en desarrollo, la investigación es reducido debido a las débiles estructuras.

PAÍS	TEMÁTICAS MÁS RELEVANTES
Argentina	Captura de C en reforestaciones Fertilizantes vivero
Australia	Vegetación accesoria/sotobosque Restauración de zonas degradadas mediante las plantaciones de eucalipto Nutrición de P y su relación con Mycosphaerella Escorrentía y erosión en fuegos prescritos Fertilización en vivero y plantaciones Plantaciones mixtas de eucalipto con leguminosas Geoquímica del P Restauración de suelos degradados con eucalipto: conservación de suelos y captura de C Efecto de la sequía Estress abióticos y efectos sobre “declive” forestal Reforestación de praderas: captura de C Efectos nutrición en quemadas controladas Gestión de restos de corta: materia orgánica del suelo y nutrientes Aprovechamiento de restos de corta y crecimientos a largo plazo Aplicación de cenizas de biomasa Gestión del N Ciclo interno por descomposición de hojarasca
Colombia	Planificación en función de las limitaciones del suelo
Brasil	Suelos ácidos: Fertilización convencional y con residuos Fertilización con K Plantaciones mixtas de eucalipto con especies nativas Sistemas silvopastorales Erosión por preparación de suelo Captura de C en reforestaciones Acumulación de C en plantaciones adultas Empleo de residuos (lodos de depuradora) como fertilizante Fertilización con K Estrés hídrico Mejora genética para superar limitaciones de nutrición Gestión de plantaciones jóvenes y respuesta a largo plazo Recursos hídricos x2 Sistemas silvopastorales Intensidad de aprovechamiento y nutrición de plantaciones Calidad de la materia orgánica Plantaciones mixtas y calidad de materia orgánica

PAÍS	TEMÁTICAS MÁS RELEVANTES
Chile	<p>Producción de biomasa Balance hídrico Relación calidad de suelo-producción Biomasa en plantaciones a medio turno Efecto sobre los recursos hídricos Impactos ambientales de las plantaciones intensivas Selección de sitio para plantaciones Exportación de nutrientes en sistemas intensivos</p>
China	<p>Microbiología del suelo Microbiología del suelo en plantaciones mixtas con eucalipto Gestión de restos de corta y nutrientes Calidad de sitio y nutrición forestal.</p>
Congo	<p>Gestión de resto de corta en suelos arenosos Materia orgánica y P en plantaciones mixtas de suelos arenosos Desarrollo de raíces para asimilación de nutrientes y agua Plantaciones mixtas</p>
España	<p>Exportación de nutrientes para uso energético Efecto de la acidez natural Concentración de nutrientes en hojas (Galicia) Fertilización con NPK Exportación de nutrientes en diferentes escenarios de aprovechamiento (Galicia) Descomposición de hojarasca e fauna (Galicia) Captura de C en reforestaciones Stress hídrico Descomposición de hojarasca Reposición natural de nutrientes Relación suelo-agua Caracterización de suelos Laboreo: raíces, crecimiento Cenizas de biomasa Gestión de restos de corta y nutrientes (Galicia) Gestión de restos de corta y erosión (Galicia) Fertilización de arranque (Galicia) Fertilización invernadero (Huelva) Erosión postincendio</p>

PAÍS	TEMÁTICAS MÁS RELEVANTES
España	Respuesta en campo de la fertilización en vivero Fraccionamiento de P (Galicia) Efecto de los fuegos Captura de C (N España) Sustrato en plantas en contenedor Captura de C en reforestaciones Análisis económico de la aplicación de fertilizantes Stress a salinidad
Etiopía	Gestión general en suelos degradados
A pesar de la importante expansión de las plantaciones de eucalipto en el país, las bajas capacidades de investigación hacen que las investigaciones sean escasas. Si bien parte de las plantaciones podrían mejorar las calidades de los suelos, la intensificación de los aprovechamientos puede reducir la sostenibilidad.	
Francia	Exportación de nutrientes para uso energético Ciclo interno de nutrientes Reforestaciones y aforestaciones: efecto en los suelos
Parte de la investigación en este país se centra en la sostenibilidad de plantaciones por limitaciones de tipo nutricionales	
India	Restos de corta: materia orgánica y nutrientes Aplicación de residuos como enmendante y fertilizante
Debido a los suelos ácidos, buena parte de la investigación se centra en el manejo nutricional.	
Italia	Materia orgánica del suelo en plantaciones Fertilización y raíces finas
Madagascar	Biomasa
Marruecos	Restauración de zonas degradadas mediante las plantaciones de eucalipto
Al igual que en otros países con clima semiárido y con importante extensión de suelos degradados, las repoblaciones forestales pueden contribuir a mejorar los suelos	
Nueva Zelanda	Nutrientes en zonas reforestadas
Paraguay	Gestión general de las plantaciones y desarrollo rural Gestión de restos de corta Biogeoquímica en suelos tropicales
A pesar de las importantes reforestaciones, la investigación en el país es limitada.	
Paquistán	Restauración de suelos degradados
Al igual que en otros países con clima semiárido y con importante extensión de suelos degradados, las repoblaciones forestales pueden contribuir a mejorar los suelos	

PAÍS	TEMÁTICAS MÁS RELEVANTES
Portugal	<ul style="list-style-type: none"> Establecimiento en suelos incendiados Rendimientos en suelos ácidos de clima mediterráneo y oceánico Biodiversidad y nutrientes en sotobosque Combinación de laboreo y fertilizantes en suelos arenosos Fertilización: B, Mg y N Relación suelo-agua y erosión (incendios) Cenizas de biomasa Gestión de restos de corta Dinámica de MO en gradiente climático Gestión de residuos de corta y dinámica de nutrientes Efecto de la gestión de restos de corta y materia orgánica del suelo Conservación del suelo en incendios Reciclado de nutrientes por descomposición
Sudáfrica	<ul style="list-style-type: none"> Efecto de la compactación generada en la preparación sobre la producción Captura de C en plantaciones de mediana edad
Uruguay	<ul style="list-style-type: none"> Enfermedades Preparación del suelo: laboreo Reforestación de praderas Biodiversidad Reforestación de praderas: aspectos ambientales Exportación de nutrientes en diferentes sistemas de aprovechamiento Efecto de la densidad de plantación sobre la captura de C Fertilización
REVISIONES	<ul style="list-style-type: none"> Exportación de nutrientes en plantaciones con manejo intensivo Relación de la gestión forestal con captura y acumulación de C en biomasa y suelos Nutrición y biogeoquímica de fósforo en reforestaciones Gestión general de las plantaciones y su respuesta en crecimiento Geoquímica de P en plantaciones forestales P orgánico en el suelo Nutrición Captura de C en reforestaciones Empleo de residuos como enmiendas y fertilizantes en plantaciones Plantaciones mixtas y nutrición Descomposición de hojarasca en plantaciones

3. Metodología y descripción de la bibliografía identificada citando las bases de datos utilizadas

Para este trabajo hemos utilizado la base de datos *ISI Web of Science*, *Scopus* y *Google Scholar*, así como consultas holísticas no específicas (Pullin y Stewart, 2006). Especial atención se prestó a la bibliografía generada en la Península Ibérica aunque muchas de sus publicaciones no estuvieran indexadas en Scopus. Para ello se revisaron las revistas, actas y publicaciones generadas de congresos, así como informes técnicos proporcionados por determinadas empresas. Un aspecto importante fue recabar información generada en la mayor parte de países donde se realizan plantaciones con eucalipto. A continuación, utilizamos criterios de inclusión y exclusión para seleccionar publicaciones de información relevante. Primero, seleccionamos publicaciones con datos sobre eucalipto, suelos y nutrición forestal relacionadas para poder determinar aspectos como el estado nutricional (considerando como tal la concentración de nutrientes en suelos y hojas, pero también las propiedades del suelo relacionadas) en función del ambiente, la gestión forestal y conservación del suelo (erosión, propiedades físicas, etc.). Un aspecto importante en la discusión fue la extracción de nutrientes que se realiza en diferentes modelos de aprovechamiento y su comparación con el capital de nutrientes del suelo. Esto permite establecer un aspecto crítico, como es la estabilidad nutricional. Para abordar algunos temas para los que nos existían datos suficientes en plantaciones de eucalipto también fueron útiles los datos generados en plantaciones con otras especies gestionadas de forma comparable al eucalipto, como es el pino radiata u otras. La gestión de restos de corta también puede tener consecuencias sobre la calidad del agua y la biodiversidad. Sin embargo, estos efectos no se evaluaron en el presente estudio por abordarse en otra parte del informe general del proyecto.

Por lo tanto, identificamos publicaciones utilizando palabras clave relacionadas con la gestión del eucalipto, el estado nutricional y la conservación del suelo. Por ejemplo, para estimar las cantidades de nutrientes en los componentes del árbol se introdujeron palabras clave como “*nutrients*” o “*nitrógen*” o “*fosforous*”; “*content*” o “*concentration*” o “*stock*” o “*quantity*”; “*plantation*” o “*tree*”) y compiló un conjunto de datos.

Para evaluar la gestión selvícola sobre el estado nutricional se utilizaron palabras clave relacionadas (e.g. “*whole-tree*” o “*slash*” o “*residues*” o “*debris*”; “*harvesting*” o “*management*”) y se compiló un conjunto de datos de “impactos ambientales”.

Para evaluar la gestión de los residuos de corta en diferentes propiedades físicas y químicas del suelo (por ejemplo, carbono (o materia orgánica) y concentraciones de nutrientes (o reservas) en los suelos, el pH del suelo, las condiciones ambientales (por ejemplo, la temperatura del suelo y humedad), propiedades biológicas del suelo (p. ej., fauna, actividades microbiológicas y enzimáticas, procesos de descomposición) y variables arbóreas (estado de nutrientes, supervivencia y crecimiento), centramos nuestros criterios de selección en los tratamientos de aprovechamiento en lugar de en los datos mismos.

Se destaca la escasez de datos en países en desarrollo, como África, algunos países de América Latina o Asia, a pesar del potencial impacto sobre el desarrollo, así como el potencial para la restauración de suelos degradados.

Es importante destacar que para que los resultados de esos estudios sean considerados incluidos en la memoria, éstos debían satisfacer una serie de criterios de calidad, en cuanto a diseño experimental, representatividad de datos, conclusiones acordes con los resultados. Para ser considerados, los estudios comparativos debían incluir diseños experimentales robustos o en rodales adyacentes (sitios pareados con condiciones de suelo y vegetación similares), e incluir análisis estadísticos adecuados.

Al recopilar los datos de las publicaciones, utilizamos el software DataThief III (versión 1.5) para extraer los valores de las cifras (cuando no se daban en tablas).

Con todo ello se realizó una base de datos general (fichero Excel).

4. Contribuciones científicas más destacadas

En el correspondiente **Anexo 1** se encuentra la relación de la literatura analizada de forma parametrizada y comentada.

5. Principales conclusiones y su vinculación con los parámetros de gestión/desarrollo rural de relevancia identificados

La información de este apartado se basa en la información analizada en el capítulo 1. Los aspectos que se destacan en esta sección son en cierto modo generalidades que pueden no recoger parte de las diferentes situaciones particulares. En el Anexo 2 se recogen las principales conclusiones parametrizadas.

Características y conservación de suelos forestales donde se establecen plantaciones de eucalipto

Se ha recopilado la información general sobre suelos donde mayoritariamente se establecen las plantaciones forestales, entre ellas las de eucalipto, en España. Se diferencian dos grandes ambientes donde son frecuentes las plantaciones forestales: el norte peninsular y el sur oeste.

El noroeste peninsular muestra un régimen de humedad de suelo de tipo ústico y údico. Los suelos se desarrollan sobre diferentes rocas pero que presentan como características generales la acidez y elevados contenidos en materia orgánica. En el suroeste, el régimen de humedad es en general de tipo xérico, por lo que en general los suelos tienen un carácter menos ácido y con menor contenido en materia orgánica.

La textura y, en relación a ello la permeabilidad, la reserva de agua, está muy marcada por el material geológico. Otra propiedad determinada por el material de partida es la profundidad del suelo. Materiales como cuarcitas, granitos y calizas suelen proporcionar paisajes con fuertes pendientes y suelos de bajo desarrollo. En los suelos sobre calizas el suelo suele ser menos ácido.

Muchas de las plantaciones de eucalipto se realizan en suelos de baja capacidad, como leptosoles, donde el establecimiento de otras especies es más difícil. La capacidad del eucalipto para establecerse en este tipo de condiciones permite la repoblación de suelos con fuertes limitaciones de profundidad, fuerte acidez, baja reserva de agua, entre otras. Las fuertes pendientes también suponen un importante reto para la conservación, especialmente en las labores de preparación de suelo y cortas.

Muchos de los suelos sobre los que se establecen las plantaciones de eucalipto presentan limitaciones para el aprovechamiento sostenible. Cuando la gestión considera prácticas adecuadas, estas plantaciones suponen sin duda

un aspecto positivo desde el punto de vista de la conservación del suelo (erosión, materia orgánica, nutrientes asociados a la materia orgánicas del suelo, como el N y el P) y posiblemente otros aspectos ambientales.

No obstante, el establecimiento de plantaciones manejadas de forma intensiva también puede representar un importante reto de gestión. Las fuertes pendientes del terreno y la elevada erosibilidad por lluvia (factor R), especialmente en el norte, hace necesario medidas selvícolas y de conservación del suelo para evitar la erosión. Hay que considerar que la “pérdida de erosión admisible” de estos suelos es baja, dada la lenta velocidad de su formación salvo que se fertilice.

En este sentido, la escasa profundidad de los suelos hace que las reservas de nutrientes y agua sean considerablemente bajas, por lo que extracción de nutrientes podría afectar significativamente a la sostenibilidad nutricional. Dadas las diferentes propiedades de los suelos, entre el norte y el sur peninsular los efectos pueden diferir en el tipo de nutrientes afectados. En la zona norte peninsular, la fuerte acidez limita las disponibilidades de Mg, Ca y P. En la zona sur, la textura arenosa, y los bajos contenidos de materia orgánica, reducen la disponibilidad hídrica y limitan las reservas de N.

Estos aspectos son objeto de discusión más detallada en los siguientes apartados.

Estado nutricional en plantaciones de eucalipto: ciclo de nutrientes, concentraciones foliares y balance de nutrientes

Concentraciones foliares de nutrientes

Los análisis en hoja y suelos realizados tanto por los centros públicos de investigación, como por los propios de las empresas productoras, muestran en general un pobre estado nutricional de las plantaciones de eucalipto, tanto en el N como en el SW de España. En el norte peninsular los datos muestran deficiencias en P, Mg y Ca, lo que se relaciona con el carácter fuertemente ácido de estos suelos, debido a la alta pluviometría y baja alterabilidad de las rocas formadoras de suelo. En estos suelos, la mayor parte del P se encuentra en forma orgánica (monoésteres), por lo que la deficiencia de P en parte se debe a que la velocidad de mineralización no es suficiente para abastecer la demanda de la plantación. Además, la fuerte acidez tiende a fijar de forma poco reversible este elemento

a través de la reacción con el Al libre. A pesar de las bajas concentraciones foliares que se encuentran en muchas plantaciones del norte el eucalipto, el eucalipto consigue realizar sus funciones vitales, debido a su capacidad de “translocar” este elemento entre los diferentes órganos. No obstante, esto no quiere decir que las plantaciones no estén exentas de stress por la escasez de este elemento.

En las plantaciones del SW, por el contrario, las limitaciones nutricionales más frecuentes son N, P, y potencialmente de B y Fe (además de limitaciones hídricas), la cuales están ligadas a los menores contenidos de materia orgánica de los suelos. Estas plantaciones también experimentan estrés hídrico, especialmente en los suelos con menor capacidad de retención de agua, como los suelos delgados y arenosos.

En los dos ambientes, el pobre estado nutricional de las plantaciones se debe, por una parte debido a las pobres capacidades de los suelos donde se establecen las plantaciones forestales. Salvo las plantaciones establecidas en los últimos años en suelos de cultivo, muchas de ellas se localizan en suelos someros (leptosoles) y/o arenosos y con reducidas reservas de nutrientes y agua. A eso, se le unen las limitaciones químicas y biológicas comentadas más arriba.

Balance de nutrientes

Otro de los motivos de esta situación es el modelo de gestión nutricional, el cual se basa en el modelo forestal tradicional, que considera la reposición de nutrientes a través de los mecanismos naturales de reposición de nutrientes. En este modelo de gestión, las extracciones de nutrientes que se realizan en el aprovechamiento pueden llegar a ser superiores a las capacidades de reposición natural de nutrientes (deposición atmosférica, alteración mineral, principalmente).

La peor de las situaciones se produce cuando se realiza un aprovechamiento que incluye corteza y restos de corta. En esta situación se retiran cantidades muy grandes de elementos, especialmente Ca, debido a la gran acumulación que esta especie hace en sus tejidos.

Implicaciones

El pobre estado nutricional podría ser la causa de los pobres crecimientos, fallos en el rebrote y la mayor incidencia de los daños ocasionados por gonyptero. Situaciones que se suelen dar en suelos someros y degradados.

Necesidades de investigación

El conocimiento actual sobre el estado nutricional de las plantaciones en España no es suficiente para optimizar la gestión. En este sentido, los estudios existentes son escasos y se encuentran poco actualizados.

Los datos sobre valoración nutricional, basada en los análisis foliares, limitaciones de los suelos y balance de nutrientes, deberían ser una herramienta de base para diseñar la gestión más adecuada de las diferentes plantaciones.

La identificación de las limitaciones de cada región permitirá optimizar la gestión, contribuyendo a mejorar crecimientos, asegurar la sostenibilidad, e incluso reducir costes de producción. Por este motivo se propone realizar una zonificación basada en capacidades del terreno que tenga en cuenta las limitaciones de los suelos para la producción forestal, que será la base para realizar una gestión nutricional, tal como se plantea en la próxima sección.

Gestión nutricional de plantaciones forestales

Fertilización

La fertilización que se realiza en vivero contribuye a la supervivencia de las plántulas en el campo. Existen indicios de que supone una defensa frente a *Mycosphaerella cryptica*.

La fertilización que normalmente se practica en la mayor parte de las plantaciones es de tipo “starter”, consistiendo en el aporte de unos 100-200 gramos de fertilizante mineral, normalmente NPK, a cada plántula en el momento del establecimiento en campo. Cuando ésta va acompañada de control de la vegetación accesoria, también contribuye al desarrollo y supervivencia durante los primeros meses después de la plantación.

Los dos tipos de fertilizaciones anteriores (vivero y starter), si bien contribuyen a asegurar la plantación durante los primeros meses en campo, no representan una reposición real de los nutrientes extraídos como consecuencia del aprovechamiento. Como este tipo de fertilización raramente se realiza, en las plantaciones donde se practica un aprovechamiento de la biomasa que incluye ramas y corteza el balance de nutrientes es claramente negativo para nutrientes como P, Ca y Mg. Esto supone

un claro riesgo de desequilibrio en suelos con escasas reservas de nutrientes, que en algunos casos repercute en los crecimientos de la plantación. En las plantaciones con desequilibrio de nutrientes (mayor exportación frente a la reposición natural que puede derivar en un empeoramiento del estado nutricional), además de realizarse un manejo de tipo conservador de los nutrientes, que incluya medidas que reduzcan los costes nutricionales (selección de la biomasa arbórea en función de sus contenidos en nutrientes, prolongación del turno de corta y optimización de la densidad de plantación) y fertilización de mantenimiento.

Para no comprometer la sostenibilidad de las plantaciones y, por tanto, las producciones, es necesario realizar una planificación de las plantaciones donde se extrae la biomasa completa, que incluya la reposición de nutrientes mediante fertilización de mantenimiento.

Las plantaciones que se destinan a aprovechamiento de restos de corta para biomasa deben tratarse de forma especial. Una alternativa interesante para plantaciones cuya biomasa se destine a producción de energía por combustión es el aporte de cenizas. Además de aportar los nutrientes, este subproducto es fuertemente alcalino, por lo que una cantidad de 10 tm/ha podría utilizarse también para corregir ligeramente la acidez. Esta práctica no se recomienda, no obstante, en suelos arenosos y pobres en materia orgánica, por la baja capacidad de éstos para amortiguar la alcalinidad.

Control de la vegetación accesoria, laboreo y gestión de restos de corta

1 Las diferentes prácticas de laboreo y control de vegetación están bien establecidas para las diferentes condiciones del terreno.

Determinadas prácticas de preparación del terreno que aparecieron en la década de los 90, como decañados, laboreos a favor de la pendiente o aterrados mal diseñados, se han reducido considerable.

No obstante, en terrenos con fuerte pendiente y suelos someros es preciso realizar prácticas de conservación de suelos, por ejemplo, subsolado perpendicular a la pendiente, restos de corta sobre el terreno, evitar compactación por maquinaria. Los suelos arcillosos (situación relativamente frecuente en Cantabria y País Vasco, sobre argilitas y calizas) tienen mayor tendencia a compactarse, por lo que el apro-

vechamiento debería planificarse para evitar la compactación. Evitar la introducción de maquinaria pesada y mantener los restos de corta para amortiguar el peso de la maquinaria son algunas de las recomendaciones que se recoge en la bibliografía para estos casos.

2 La gestión de restos de corta es uno de los aspectos claves para la conservación de suelos y el estado nutricional de las plantaciones.

En los últimos años el aprovechamiento de biomasa no maderable (corteza y ramas) para uso energético es una práctica común en muchas plantaciones de eucalipto. La extracción de restos en los sucesivos turnos es objeto de preocupación en diferentes partes del mundo por las importantes posibles implicaciones sobre la conservación del suelo y sostenibilidad de las plantaciones forestales. En estos restos se acumula la mayor parte de los nutrientes asimilados por la planta. La bibliografía especializada muestra que la incidencia de esta práctica sobre los suelos y las plantaciones (estado nutricional, crecimiento) es variable según las diferentes capacidades de los suelos. En suelos profundos y fértiles, como los volcánicos, la exportación de nutrientes puede llegar a ser compensada por los mecanismos naturales de reposición (atmósfera, alteración de minerales). Sin embargo, en suelos de baja capacidad la exportación de nutrientes puede superar las tasas de reposición natural, lo que podría afectar a la sostenibilidad de las plantaciones. Algunos problemas de crecimiento y fallo de rebrote observados en suelos desarrolladas sobre cuarcitas del N de España podrían deberse a esta cuestión.

Además, diferentes estudios muestran que mantener los restos de corta sobre el terreno supone una serie de beneficios que contribuyen a la sostenibilidad de las plantaciones, como es la reducción de la temperatura y la evaporación, aporte de materia orgánica, protección frente a la compactación de la maquinaria pesada.

3 En relación con lo que se adelantaba en la sección anterior, la mayor parte de los actuales o potenciales impactos de la retirada de restos se pueden evitar o reducir mediante una previa planificación que considere la selección del terreno y las técnicas de aprovechamiento. La retirada de biomasa sólo debe practicarse en las zonas de menor pendiente, lo que no solo

evitaría los riesgos de erosión y permitiría una fertilización de mantenimiento. Esto también facilitaría la mecanización del propio aprovechamiento.

- 4 Es necesario que exista un adecuado programa de fertilización que reponga los nutrientes extraídos. En este sentido, una estrategia interesante, al menos para los suelos ácidos, es el aporte de cenizas procedentes de las calderas de biomasa forestal. Estas cenizas, además de aportar nutrientes (potasio, calcio, magnesio y fosforo), presentan una fuerte alcalinidad que reduce la acidez de los suelos. Este tipo de gestión contribuiría a la economía, que es uno de los objetivos del Pacto Verde Europeo.
- 5 En suelos con especiales limitaciones por baja profundidad y baja reserva de nutrientes debería plantearse un modelo selvícola menos intensivo, contemplando ciertas prácticas selvícolas que reduzcan los “costes nutricionales” del aprovechamiento, como son la prolongación del turno de corta o la reducción de la densidad de plantación, y especificando técnicas concretas de conservación de suelo.

Otros aspectos

El aprovechamiento de tocones que se está planteando en algunas ocasiones, quizás no supone una gran extracción de nutrientes porque la concentración de éstos en este componente no es elevada. Sin embargo, la operación de extracción supone una importante perturbación, que podría repercutir la conservación del suelo. A corto plazo, la exposición de suelo desnudo en la superficie supone un riesgo de erosión en suelos arcillosos y fuertes pendientes. También supone una retirada de biomasa, que podría repercutir el contenido de materia orgánica del suelo.

Necesidades de investigación

- 1 Planificación de la gestión en función de las capacidades del terreno.

Las plantaciones establecidas en algunos suelos de baja capacidad no parecen generar producciones que justifiquen la inversión necesaria para evitar la degradación de los suelos y preservar el estado nutricional de los suelos. Por el contrario, la gestión en las zonas de altas capacidades se puede potenciar realizando una gestión adecuada, mediante aprovechamiento selectivo de la biomasa o fertilización de mantenimiento.

Con ello, se hace necesaria una zonificación, en la que se incluya recomendaciones sobre el tipo de gestión nutricional más adecuado en cada área. Las recomendaciones de gestión deberían considerar aspectos tales como la reposición de nutrientes, técnicas más adecuadas de conservación de suelo y el tipo de aprovechamiento más adecuado. Las plantaciones con aprovechamientos de biomasa deben limitarse a los suelos de mayor capacidad (mayor profundidad, mayor reserva de nutrientes y aguas). Para una optimización del aprovechamiento de la biomasa conviene además que sean terrenos que permitan el uso de maquinaria de recogida. Por el contrario, en las zonas de bajas capacidades la gestión ser menos intensiva e incluir estrategias de conservación de suelos y nutrientes, entre ellos nuevos modelos de gestión, como se propone más abajo.

La adaptación de la gestión selvícola a las diferentes capacidades, reduciría costes y mejoraría rendimientos a largo plazo porque no se compromete la sostenibilidad de la fertilidad del suelo. Algunas medidas mencionadas para ello (reducir la densidad, aumentar el turno) disminuirían la productividad a corto-medio plazo favoreciendo la sostenibilidad a nivel de fertilidad. Se propone, desarrollar un sistema de planificación para indicar en cada área las intensidades de aprovechamiento más adecuadas para mantener las producciones, conservar los suelos y garantizar la sostenibilidad de las plantaciones.

- 2 Optimización de las plantaciones de alto rendimiento mediante la gestión selvícola.

Las plantaciones en zonas de alto rendimiento pueden optimizarse mediante una estrategia de manejo de suelo y fertilizantes. Esto es importante para todas las plantaciones forestales, pero especialmente para el eucalipto por la gran cantidad de Ca que acumula en sus componentes, lo que implica una exportación muy elevada con el aprovechamiento.

En estas zonas se puede realizar fertilizaciones de mantenimiento. Se pueden utilizar fertilizantes convencionales, enmendantes orgánicos y/o

- subproductos de la propia industria del eucalipto, como las cenizas de biomasa. No sólo mejoraría el estado nutricional de las masas, sino que también contribuiría a reducir los problemas derivados de estos residuos.
- 3 Introducción de nuevos modelos de gestión
El esquema tradicional de gestión de plantaciones de eucalipto, basado en rotaciones cortas, altas densidades y aprovechamiento intensivo de la biomasa presenta limitaciones en los suelos con menos capacidades.
Para estos casos, la bibliografía recoge sistemas de gestión alternativos. La inclusión especies vegetales mejorantes, gramíneas y/o especies fijadoras de N, puede ser una alternativa a esta limitación. El aprovechamiento mixto de plantaciones, como los sistemas silvopastorales, por ejemplo, es una alternativa que podría mejorar la percepción social e incluso podría contribuir a reducir el riesgo de incendios.
Estas estrategias no sólo mejorarían las condiciones nutricionales y sostenibilidad de las plantaciones, sino que también suponen oportunidades igualmente valiosas, como es captura de C o la conservación de suelos y aguas.

Restauración de suelos degradados y reforestación de tierras agrícolas

Diferentes especies de eucalipto se han utilizado en los últimos años para realizar reforestaciones en terrenos agrícolas marginales, que en muchos casos mostraban degradación del suelo. Estas reforestaciones han supuesto un incremento substancial de la superficie forestal en algunos países, entre ellos España. Los suelos degradados que potencialmente pueden reforestarse con eucalipto (o con otra especie adaptada) son los terrenos agrícolas o de montaña con bajos contenidos en materia orgánica, y con riesgo de erosión. También son objeto de reforestaciones los suelos fuertemente ácidos y poco profundos (suelos sobre cuarcitas, granitos y pizarras) donde otras especies forestales presentan mala adaptación.

En general, la reforestación de terrenos degradados como consecuencia de la explotación mejora las condiciones del suelo. Esta nueva cobertura forestal protege al suelo frente la erosión, supone un aporte de residuos para

generar materia orgánica del suelo y mejorar las propiedades biológicas y físicas del suelo. Diferentes estudios muestran que las plantaciones de eucalipto, por su capacidad de adaptarse a condiciones edáficas desfavorables, puede suponer una oportunidad para conservar las condiciones de los suelos degradados y también para mejorar la calidad ambiental. También puede ser una oportunidad para potenciar el desarrollo rural.

En cualquier caso, se cree conveniente la realización de planes de gestión adecuados a estas condiciones, así como evaluaciones sobre posibles incompatibilidades colaterales, relacionadas con biodiversidad, economía del agua, el riesgo de incendios u otros.

Necesidades de investigación

Contribución de las plantaciones de eucalipto en las propiedades de los suelos y contribución al desarrollo rural

El eucalipto tiene la capacidad de adaptarse a terrenos de elevada degradación, mejorando con las raíces y hojarasca en estos terrenos.

La cuantificación de la mejora en el suelo, captura de C y del desarrollo rural en estas zonas debe ponerse en valor. La optimización de la gestión de las plantaciones en estas zonas contribuye a potenciar estos efectos positivos.

Existe poca información sobre las posibilidades de mejora de suelos y potencial sobre el desarrollo rural.

6. Proyectos de investigación para cubrir las lagunas de conocimientos sobre el cultivo del eucalipto en la Península Ibérica

Este capítulo se ha diseñado en función de las conclusiones que se han recogido en las secciones anteriores. En ellas se ponían de manifiesto un pobre estado nutricional de muchas de las plantaciones y se discutían los principales motivos. También se expusieron posibilidades de mejora de la gestión para reducir los costes nutricionales y conservar los suelos. Se desarrollan con más detalle sobre una plantilla estandarizada los proyectos propuestos en el Anexo 3.

7. Conclusiones principales especialmente las que afectan a otras áreas temáticas (transversales)

- 1 La mayor parte de las plantaciones de eucalipto en España se establecen en suelos con limitaciones por nutrientes, profundidad o reserva de agua para el aprovechamiento intensivo.

Esta particularidad favorece que se hayan establecido en suelos degradados, mejorando las condiciones de los suelos, y posiblemente afectando positivamente a otros aspectos, como incidencia de fuegos, captura de C y balance de aguas y quizás biodiversidad.

Si bien estas especies se adaptan mejor que otras, las deficiencias nutricionales son frecuentes. El eucalipto no genera per sé acidificación del suelo. Sin embargo, una gestión intensiva e inadecuada de las plantaciones puede provocar acidificación, que dado los mecanismos de neutralización del suelo, no suele generar descensos de pH en el suelo. No obstante, en suelos con escasa capacidad de neutralización de ácidos (arenosos y pobres en materia orgánica) se puede llegar a una reducción del pH.

En este sentido, el aprovechamiento intensivo puede suponer un mayor desequilibrio nutricional. Existen evidencias (tanto en España como en otros países con condiciones comparables) de que las limitaciones nutricionales afectan a sostenibilidad de las plantaciones. Se trata en cualquier caso de efectos que pueden ser evitados o corregidos con una adecuada selección de la estación con medidas adecuadas de gestión forestal compatibles con un cultivo intensivo y sostenible.

- 2 La gestión de las plantaciones debe incorporar una serie de estrategias para asegurar la sostenibilidad a largo plazo y mantener los beneficios ambientales y socioeconómicos. En este sentido, no parece lógico que practiquen modelos de gestión muy similares en suelos de muy diferente capacidad.

Los suelos con altas capacidades (profundos, mecanizables y con potencial reserva de nutrientes y agua), pueden destinarse a un uso más intensivo de biomasa. Si se adoptan medidas adecuadas se pueden mantener el ritmo de provisión de biomasa y beneficios ambientales.

Por el contrario, en los suelos con bajas capacidades (someros, con limitación para la mecanización, con bajas reservas de agua y nutrientes) la gestión debe incluir estrategias de ahorro de nutrientes y medidas de conservación de suelos.

- 3 Entre las necesidades de investigación más relevantes, se destacan las que contribuyen a la Economía Circular, tal como se propone en el Pacto Verde Europeo:

- Desarrollo de un protocolo de diversificación de la gestión forestal que tenga en cuenta las limitaciones de los suelos, pero que también incorporen aspectos ambientales y sociales, contribuyendo a la provisión de materias primas a largo plazo.
- Modelos de gestión alternativos específicamente diseñados para suelos con bajas capacidades que aseguren la sostenibilidad, los beneficios ambientales (reducción incidencia de incendios, biodiversidad, regulación de aguas) y la aceptación social.
- Dado que existe un problema de inestabilidad nutricional en buena parte de las plantaciones, se deben diseñar estrategias (manejo de restos, conservación de suelos) que reduzcan este problema.
- Especial atención debe prestarse al fósforo (P), cuya provisión puede entrar en crisis en los próximos años. A diferencia de otros elementos, la restitución de este elemento es muy baja, y los yacimientos mineros se están agotando.
- Como parece indicar la tendencia de necesidad energética, buena parte de la producción de biomasa de eucalipto se va a destinar a energía, el diseño de modelos selvícolas, en las que se contempla la aplicación de las cenizas de biomasa parece una prioridad importante.

Fig. 11 → Economía circular



8. Referencia bibliográficas

En este apartado se recoge las referencias citadas en el presente documento:

- Abelmigid, H.M. at al. 2018. *Cytotoxic and molecular impacts of allelopathic effects of leaf residues of Eucalyptus globulus on soybean (Glycine max)*. Journal of Genetic Engineering and Biotechnology, 15(2), 297-302: 10.1016/j.jgeb.2017.08.005
- Abreu-Junior, C. H., Firme, L. P., Maldonado, C. A. B., de Moraes Neto, S. P., Alves, M. C., Muraoka, T., ... Capra, G. F. (2017). *Fertilization using sewage sludge in unfertile tropical soils increased wood production in Eucalyptus plantations*. Journal of environmental management, 203, 51-58.
- Achat, D. L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L. (2015). *Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth—a meta-analysis*. Forest Ecology and Management, 348, 124-141.
- Achat, D. L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto, L. (2015). *Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth—A meta-analysis*. Forest Ecology and Management, 348, 124-141.
- Adamczyk, B., Adamczyk, S., Kukkola, M., Tamminen, P., Smolander, A., 2015. *Logging residue harvest may decrease enzymatic activity of boreal forest soils*. Soil Biol. Biochem. 82, 74–80.
- Ågren, G. I. (2004). The C: N: P stoichiometry of autotrophs—theory and observations. Ecology Letters, 7(3), 185-191.
- Almeida, J.C.R., Laclau, J.P., Gonçalves, J.L.M., Ranger, J., Saint-André, L., 2010. *A positive growth response to NaCl applications in Eucalyptus plantation established on K-deficient soils*. For. Ecol. Manage. 259, 786–1795.
- Álvarez, E., Monterroso, C., Marcos, M. F. (2002). *Aluminium fractionation in Galician (NW Spain) forest soils as related to vegetation and parent material*. Forest Ecology and Management, 166(1-3), 193-206.
- Ampoorter, E., De Schrijver, A., Van Nevel, L., Hermy, M., Verheyen, K. (2012). *Impact of mechanized harvesting on compaction of sandy and clayey forest soils: results of a meta-analysis*. Annals of Forest Science, 69(5), 533-542.
- Araújo, S. A. D. C., Silva, T. O. D., Rocha, N. S., Ortêncio, M. O. (2017). *Growing tropical forage legumes in full sun and silvopastoral systems*. Acta Scientiarum. Animal Sciences, 39(1), 27-34.
- Atkinson, C. J., Fitzgerald, J. D., Hipps, N. A. (2010). *Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: a review*. Plant and soil, 337(1-2), 1-18.
- Augusto, L., Achat, D.L., Bakker, M.R., Bernier, F., Bert, D., Danjon, F., Khelifa, R., Meredieu, C., Trichet, P., 2015. *Biomass and nutrients in tree root systems— sustainable harvesting of an intensively managed Pinus pinaster (Ait.) planted forest*. GCB Bioenergy 7, 231–243.
- Augusto, L., Bakker, M. R., Meredieu, C. (2008). *Wood ash applications to temperate forest ecosystems— potential benefits and drawbacks*. Plant and Soil, 306(1-2), 181-198.
- Balesdent J., Chenub C., Balabane M. 2000. *Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage*. Soil and Tillage Research 53: 215-230.
- Barros, N.F., Neves, J.C.L., Novais, O.F., 2004. *Mineral fertilizer recommendations for eucalypt plantations*. In: Gonçalves, J.L.M., Benedetti, V. (Eds.), Forest Nutrition and Fertilization. IPEF, Piracicaba, pp. 269–305.

- Basurco, F.; Noriega, M.; Romeral, L.; Toval, G. *Ensayos de fertilización localizada en masas clonales de Eucalyptus globulus em el momento de la plantación en la provincia de La Coruña*. In Sociedad Española de Ciencias Forestales, III, 24–28 September 2001; Congreso Forestal Español: Granada, Spain.
- Batish, D.R. et al. 2008. *Eucalyptus essential oil as a natural pesticide* Forest Ecology and Management, 256(12): 2166-2174. doi: 10.1016/j.foreco.2008.08.008
- Bauhus J, Aubin I, Messier C, Connell M (2001) *Composition, structure, light attenuation and nutrient content of understory vegetation in a Eucalyptus sieberi regrowth stand 6 years after thinning and fertilisation*. Forest Ecol Manag 144:275–286.
- Benayas, J. M. R., Navarro, J., Espigares, T., Nicolau, J. M., Zavala, M. A. (2005). *Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of Mediterranean abandoned cropland with contrasting Quercus species*. Forest Ecology and Management, 212(1-3), 302-314.
- Benayas, J. R., Martins, A., Nicolau, J. M., Schulz, J. J. (2007). *Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences*. CAB reviews: Perspectives in agriculture, veterinary science, nutrition and natural resources, 2(57), 1-14.
- BOE (Spanish Official Bolletin), 1990. Real Decreto 1310/1990 29 de Octubre de 1990, que regula la utilización de los lodos de depuración (RoyalDecree 1310/1990 29th October 1990, that regulates the use of sewage sludge). Ministerio Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, Spain.
- Bouillet, J. P., Laclau, J. P., de Moraes Gonçalves, J. L., Voigtlaender, M., Gava, J. L., Leite, F. P., ... Levillain, J. (2013). *Eucalyptus and Acacia tree growth over entire rotation in single-and mixed-species plantations across five sites in Brazil and Congo*. Forest Ecology and Management, 301, 89-101.
- Boulmane, M., Oubrahim, H., Halim, M., Bakker, M. R., Augusto, L. (2017). *The potential of Eucalyptus plantations to restore degraded soils in semi-arid Morocco (NW Africa)*. Annals of forest science, 74(3), 57.
- Boulmane, M., Oubrahim, H., Halim, M., Bakker, M. R., Augusto, L. (2017). *The potential of Eucalyptus plantations to restore degraded soils in semi-arid Morocco (NW Africa)*. Annals of forest science, 74(3), 57.
- Brandani, C. B., Rocha, J. H. T., Godinho, T. D. O., Wenzel, A. V. A., Gonçalves, J. L. M. (2017). *Soil C and Al availability in tropical single and mixed-species of Eucalyptus sp. and Acacia mangium plantations*. Geoderma Regional, 10, 85-92.
- Briones, M. J. I., Ineson, P. (1996). *Decomposition of eucalyptus leaves in litter mixtures*. Soil Biology and Biochemistry, 28(10-11), 1381-1388.
- Cade-Menun, B. J. (2017). *Characterizing phosphorus forms in cropland soils with solution 31 P-NMR: past studies and future research needs*. Chemical and Biological Technologies in Agriculture, 4(1), 19.
- Camenzind, T., Hättenschwiler, S., Treseder, K. K., Lehmann, A., Rillig, M. C. (2018). *Nutrient limitation of soil microbial processes in tropical forests*. Ecological Monographs, 88(1), 4-21.
- Cammeraat E.L.H., Imeson A.C. 1999. *Deriving indicators of soil degradation from soil aggregation studies in southeastern Spain and southern France*. Geomorphology 23: 307-321.
- Campo, J.; Merino, A. (2019). *Linking organic P dynamics in seasonally dry tropical forests to changes in duration and intensity of drought: evidence from a rainfall gradient in Yucatan*. Forest Ecology and Management, 438, 75-85.
- Cândido et al. 2014. *Water erosion post-planting in eucalyptus forests in the Parana river basin, eastern Mato Grosso do Sul, Brazil*. Revista Brasileira De Ciencia Do Solo, 38(5), 1565-1575.
- Carballas, T., Rodríguez-Rastrero, M., Artieda, O., Gumuzzio, J., Díaz-Raviña, M., Martín, Á. (2016). *Soils of the temperate humid zone*. In The soils of Spain (pp. 49-144). Springer, Cham.

- Carballo Balieiro, F. D. C., Pereira, M. G., Alves, B. J. R., Resende, A. S. D., Franco, A. A. (2008). *Soil carbon and nitrogen in pasture soil reforested with eucalyptus and guachapele*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 32(3), 1253-1260.
- Carnegie, A. J., Ades, P. K. (2001). *Added phosphorus is associated with reduced severity of *Mycosphaerella cryptica* in *Eucalyptus globulus**. Australian Forestry, 64(4), 203-208.
- Carneiro, M., Fabião, A., Martins, M.C., Cerveira, C., Santos, C., Nogueira, C., Lousa, M., Hila'rio, L., Fabião, Andre', Abrantes, M., Madeira, M., 2007. *Species richness and biomass of understory vegetation in a *Eucalyptus globulus* Labill. coppice as affected by slash management*. Eur. J. Forest Res. 126, 475–480.
- Carneiro, M., Fabiao, A., Martins, M. C., Fabião, A., da Silva, M. A., Hilário, L., ... Madeira, M. (2008). *Effects of harrowing and fertilisation on understory vegetation and timber production of a *Eucalyptus globulus* Labill. plantation in Central Portugal*. Forest Ecology and Management, 255(3-4), 591-597.
- Carter, M. C., Dean, T. J., Wang, Z., Newbold, R. A. (2006). *Impacts of harvesting and postharvest treatments on soil bulk density, soil strength, and early growth of *Pinus taeda* in the Gulf Coastal Plain: a Long-Term Soil Productivity affiliated study*. Canadian Journal of Forest Research, 36(3), 601-614.
- Céspedes-Payret, C., Bazzoni, B., Gutiérrez, O., Panario, D. (2017). *Soil organic carbon vs. bulk density following temperate grassland afforestation*. Environmental Processes, 4(1), 75-92.
- Chirino-Valle, I., Davis, M. R., Condron, L. M. (2016). *Impact of different tree species on soil phosphorus immediately following grassland afforestation*. Journal of soil science and plant nutrition, 16(2), 477-489.
- Christiansen J.R., Gundersen P. 2011. *Stand age and tree species affect N₂O and CH₄ exchange from afforested soils*. Biogeosciences 8: 2535-2546.
- Christina, M., Laclau, J. P., Gonçalves, J. L. M., Jourdan, C., Nouvellon, Y., Bouillet, J. P. (2011). *Almost symmetrical vertical growth rates above and below ground in one of the world's most productive forests*. Ecosphere, 2(3), 1-10.
- Cleary, M.R., Arhipova, N., Morrison, D.J., Thomsen, I.M., Sturrock, R.N., Vasaitis, R., Gaitnieks, T., Stenlid, J., 2013. *Stump removal to control root disease in Canada and Scandinavia: a synthesis of results from long-term trials*. For. Ecol. Manage. 290, 5–14.
- Close, D. C., Bail, I., Hunter, S., Beadle, C. L. (2005). *Effects of exponential nutrient-loading on morphological and nitrogen characteristics and on after-planting performance of *Eucalyptus globulus* seedlings*. Forest Ecology and Management, 205(1-3), 397-403.
- Cook, R. L., Binkley, D., Stape, J. L. (2016). *Eucalyptus plantation effects on soil carbon after 20 years and three rotations in Brazil*. Forest Ecology and Management, 359, 92-98.
- Cubera E., Moreno G. 2007b. Effect of single *Quercus ilex* trees upon spatial and seasonal changes in soil water content in Dehesas of Central-Western Spain. Annals of Forest Science 64: 355-364.
- Cubillas, L.; Fernández-García, E.; Fernández-Marcos, M.L. *Liberación de nutrientes por hojas y ramillos de *Eucalyptus globulus* en descomposición en dos enclaves del noroeste de España*. In Sociedad Española de Ciencias Forestales (Ed). Book of abstracts. III Reunión conjunta SECF-AEET, Lugo, Spain, 22–23 October 2015; p. 12.
- da Costa, L. G., Paes, J. B., de Jesus Junior, W. C., Brocco, V. F., Furtado, E. L. (2017). *Potential of selected fungi for biological stump removal of *Eucalyptus* spp*. Forest Ecology and Management, 402, 265-271.
- Dambrine, E.; Vega, J.A.; Taboada, T.; Rodriguez, L.; Fernandez, C.; Macias, F.; Gras, J.M. *Bilans d'éléments minéraux dans de petits bassins versants forestiers de Galice (NW Espagne)*. Ann. For. Sci. 2000, 57, 23–38.
- de Andrade, F.A., Calonego, F.W., Severo, E.T.D., Furtado, E.L., 2012. *Selection of fungi for accelerated decay in stumps of *Eucalyptus* spp*. Biores. Technol. 110, 456–461.

- de Vicente Ferraz, A., Momentel, L. T., Poggiani, F. (2016). *Soil fertility, growth and mineral nutrition in Eucalyptus grandis plantation fertilized with different kinds of sewage sludge*. New forests, 47(6), 861-876.
- Dedecek, R. A., Bellote, A. F. J., Menegol, O. (2007). *Influence of residue management and soil tillage on second rotation Eucalyptus growth*. Embrapa Florestas-Artigo em periódico indexado (ALICE).
- Deenik, J. L., Diarra, A., Uehara, G., Campbell, S., Sumiyoshi, Y., Antal Jr, M. J. (2011). *Charcoal ash and volatile matter effects on soil properties and plant growth in an acid Ultisol*. Soil Science, 176(7), 336-345.
- Deng, Q., McMahon, D. E., Xiang, Y., Yu, C. L., Jackson, R. B., Hui, D. (2017). *A global meta-analysis of soil phosphorus dynamics after afforestation*. New Phytologist, 213(1), 181-192.
- Dessureault-Rompré, J., ZebARTH, B. J., Georgallas, A., Burton, D. L., Grant, C. A., Drury, C. F. (2010). *Temperature dependence of soil nitrogen mineralization rate: Comparison of mathematical models, reference temperatures and origin of the soils*. Geoderma, 157(3-4), 97-108.
- Domingo Santos, J.M. (2002). *Caracterización de los suelos forestales de la provincia de Huelva*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Madrid.
- dos Santos Bobadilha, G., Vidaurre, G. B., Câmara, A. P., Neto, H. F., da Silva Oliveira, J. T., Soliman, E. P., ... Zanuncio, J. C. (2019). *Effect of defoliator insect on growth and wood properties of eucalypt trees*. European Journal of Wood and Wood Products, 77(5), 861-868.
- du Toit, B., Smith, C.W., Little, K.M., Boreham, G., Pallett, R.N., 2010. *Intensive, sitespecific silviculture: Manipulating resource availability at establishment for improved stand productivity*. A review of South African research. For. Ecol. Manage. 259, 1836–1845.
- Edeso, J. M.; Merino, A.; González, M. J.; Marauri, P. (1999). *Soil erosion under different harvesting managements in steep forestlands from Northern Spain*. Land Degradation and Development, 10, 79-88. ISSN: 1085-3278
- Egnell, G., Jurevics, A., Peichl, M., 2015. Negative effects of stem and stump harvest and deep soil cultivation on the soil carbon and nitrogen pools are mitigated byenhanced tree growth. For. Ecol. Manage. 338, 57–67.
- Eldridge D.J., Bowker M.A., Maestre F.T., Roger E., Reynolds J.F., Whitford W.G. 2011. *Impacts of shrub encroachment on ecosystem structure and functioning: towards a global synthesis*. Ecology Letters14: 709-722.
- ENCE (2001). *Informe sobre la fertilización con cenizas de la caldera de biomasa de la fábrica de Huelva*. Informe interno.
- ENCE (2006). *Informe de análisis de ensayos de investigación forestal: Fertilización con cenizas*. Informe interno.
- Epron, D., Mouanda, C., Mareschal, L., Koutika, L.S., 2015. *Impacts of organic residue management on the soil C dynamics in a tropical eucalypt plantation on a nutrientpoor sandy soil after three rotations*. Soil Biol. Biochem. 85, 183–189.
- EU (European Union), 1986. DOCE no. L 181 04/07/1986. *Council Directive86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environmentand, in particular of the soil, when sewage sludge is used in agri-culture*, <http://eurlex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31986L0278:ES:HTML>
(verified 15 December 2009).
- Eufrade Junior, H. J., de Melo, R. X., Sartori, M. M. P., Guerra, S. P. S., Ballarin, A. W. (2016). *Sustainable use of eucalypt biomass grown on short rotation coppice for bioenergy*. Biomass and Bioenergy, 90, 15-21.
- European-Commission, 2000. *European Community: Green Paper – Towards a European Strategy for the Security of Energy Supply*. COM (2000) 769 final.
- Fernández-Martínez, M.; Marcos, C.; Tapias, R.; Ruiz, F.; López, G. *Nursery fertilization affects the frost-tolerance and plant quality of Eucalyptus globulus Labill. cuttings*. Ann. For. Sci. 2007, 64, 865–873.

- Fernández-Martínez, M.; Martín, R.T.; Oviedo, P.A.; Fernández, F.R.; Scollo, G.L. *Efecto de la fertilización N-P-K sobre la calidad de planta y la respuesta en campo de plantas de vivero de Eucalyptus globulus Labill.* Cuad. Soc. Esp. Cienc. For. 2008, 28, 219–224.
- Ferreiro, A., Merino, A., Díaz, N., Piñeiro, J. (2011). *Improving the effectiveness of wood-ash fertilization in mixed mountain pastures.* Grass and Forage Science, 66(3), 337-350.
- Ferreto, D. O. C., Rodrigues, J. D. P., Ibarr, M. A., de Oliveira, C. S., Vieira, R. C. B., Weber, M. A., Vieira, F. C. B. (2016). *Boron fertilization and liming for Eucalyptus urograndis cropped on sandy arenosol of Brazilian pampa.* Journal of plant nutrition, 39(3), 399-409.
- Fialho, R. C., Zinn, Y. L. (2014). *Changes in soil organic carbon under eucalyptus plantations in Brazil: a comparative analysis.* Land Degradation Development, 25(5), 428-437.
- Fife, D.N.; Nambiar, E.K.S.; Saur, E. *Retranslocation of foliar nutrients in evergreen tree species planted in a Mediterranean environment.* Tree Physiol. 2008, 28, 187–196.
- Fijalkowski, K., Rorat, A., Grobelak, A., Kacprzak, M. J. (2017). *The presence of contaminations in sewage sludge—The current situation.* Journal of environmental management, 203, 1126-1136.
- Foelkel, C. (2008). *Eco-efficient management of the woody forest residues from the eucalyptus plantation forestry.* online book accessed from www. eucalyptus. com. br.
- Forrester, D. I., Bauhus, J., Cowie, A. L., Vanclay, J. K. (2006). *Mixed-species plantations of Eucalyptus with nitrogen-fixing trees: a review.* Forest Ecology and Management, 233(2-3), 211-230.
- Fox, T., Miller, B.W., Rubilar, R., Stape, J.L., Albaug, T., 2011. *Phosphorus nutrition of forest plantations: the role of inorganic and organic phosphorus.* In: Büinemann, E.K., Oberson, A., Frossard, E. (Eds.), *Phosphorus in Action: Biological Processes in Soil Phosphorus Cycling.* Springer, Berlin, Germany, pp. 317–331.
- Francis C.F., Thornes J.B. 1990. *Runoff hydrographs from three Mediterranean vegetation cover types.* In: Thornes J.B. (ed.), *Vegetation and Erosion.* John Wiley, Chichester, UK. pp 363-384.
- Freitas Duarte, N. 2012. *Tolerance of Anadenanthera peregrina to Eucalyptus camaldulensis and Eucalyptus grandis essential oil as condition for mixed plantation Brazilian.* Archives of Biology and Technology 55(3): 10.1590/S1516-89132012000300013
- Gallardo, J. F. (Ed.). (2015). *The soils of Spain.* Springer.
- García Préchac, F., Pérez Bidegain, M., Christie, S., Santini, P. (2001). *Efecto de la intensidad de laboreo en el crecimiento aéreo y radicular de Eucalyptus dunnii y sobre algunas propiedades físicas y químicas del suelo.* Agrociencia-Sitio en Reparación, 5(1), 1-9.
- García-Ruiz, J. M., Lana-Renault, N. (2011). *Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region—A review.* Agriculture, ecosystems environment, 140(3-4), 317-338.
- George, T. S. et al, (2018). *Organic phosphorus in the terrestrial environment: a perspective on the state of the art and future priorities.* Plant Soil, 427, 191-208.
- Gil-Sotres, F., Zech, W., Alt, H. G. (1990). *Characterization of phosphorus fractions in surface horizons of soils from Galicia (NW Spain) by 31P NMR spectroscopy.* Soil Biology and Biochemistry, 22(1), 75-79.
- Glaser B., Balashov E., Haumaier L., Guggenberger G., Zech W. 2000. *Black carbon in density fractions of anthropogenic soils of the Brazilian Amazon region.* Organic Geochemistry 31: 669-678.
- Gómez-Rey, M. X., Madeira, M., Gonzalez-Prieto, S. J., Coutinho, J. (2010). *Soil C and N dynamics within a precipitation gradient in Mediterranean eucalypt plantations.* Plant and soil, 336(1-2), 157-171.

- Gonçalves, J. L., Alvares, C. A., Higa, A. R., Silva, L. D., Alfenas, A. C., Stahl, J., ... Bouillet, J. P. D. (2013). *Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations*. Forest Ecology and Management, 301, 6-27.
- Gonçalves, J.L.D., Alvares, C.A., Higa, A.R., Silva, L.D., Alfenas, A.C., Stahl, J., Ferraz, S.F.D., Lima, W.D.P., Brancalion, P.H.S., Hubner, A., Bouillet, J.P.D., Laclau, J.P., Nouvellon, Y., Epron, D., 2013. *Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations*. For. Ecol.Manage. 301, 6–27.
- Gonçalves, J.L.D., Alvares, C.A., Higa, A.R., Silva, L.D., Alfenas, A.C., Stahl, J., Ferraz, S.F.D., Lima, W.D.P., Brancalion, P.H.S., Hubner, A., Bouillet, J.P.D., Laclau, J.P., Nouvellon, Y., Epron, D., 2013. *Integrating genetic and silvicultural strategies to minimize abiotic and biotic constraints in Brazilian eucalypt plantations*. For. Ecol.Manage. 301, 6–27.
- Gonçalves, J.L.M., 2011. *Fertilização de Plantações de Eucalipto*. In: Gonçalves, J.L.M., Pulito, A.P., Arthur Junior, J.C., Silva, L.D. II (Eds.), Encontro Brasileiro de Silvicultura., IPEF, Campinas, pp. 85–114.
- Gonçalves, J.L.M., Stape, J.L., Laclau, J.L., Bouillet, J.P., Ranger, J., 2008. *Assessing the effects of early silvicultural management on long-term site productivity of fastgrowing eucalypt plantations: the Brazilian experience*. South. For. 70, 105–118.
- Gonçalves, J.L.M., Stape, J.L., Laclau, J.P., Smethurst, P., Gava, J.L., 2004. *Silvicultural effects on the productivity and wood quality of eucalypt plantations*. For. Ecol. Manage. 193, 45–61.
- González E., Penalva F., Gómez C., 1985. *Concentración foliar de nutrientes en Eucalyptus globulus según el tratamiento fertilizante y época de su aplicación*. Anales del I.N.I.A. Serie Forestal 9, 47-55.
- González E., Penalva F., Gómez C., 1985. *Exigencias nutritivas de Eucalyptus globulus en el SO español comparadas con las de otras especies*. Anales del I.N.I.A. Serie Forestal9, 63-74.
- González-Río, F., López, J., Astorga, R., Castellanos, A., Fernández, O., Gómez, C. (1997, June). *Fertilización y control de la vegetación accesoria en plantaciones de eucalipto*. In Comunicaciones II Congreso forestal español (Vol. 3, pp. 271-276).
- Groome, H. J. (1990). *Historia de la política forestal en el Estado español*. Agencia de Medio Ambiente.
- Grossman, J. J. (2015). *Eucalypts in agroforestry, reforestation, and smallholders' conceptions of "nateness": a multiple case study of plantation owners in eastern Paraguay*. Small-scale Forestry, 14(1), 39-57.
- Guo L.B., Gifford R.M. 2002. *Soil carbon stocks and land use change: a meta-analysis*. Global Change Biology 8(4): 345-360.
- Han, S. K., Han, H. S., Page-Dumroese, D. S., Johnson, L. R. (2009). *Soil compaction associated with cut-to-length and whole-tree harvesting of a coniferous forest*. Canadian Journal of Forest Research, 39(5), 976-989.
- Harper, R. J., Okom, A. E. A., Stilwell, A. T., Tibbett, M., Dean, C., George, S. J., ... Dods, K. (2012). *Reforesting degraded agricultural landscapes with Eucalypts: Effects on carbon storage and soil fertility after 26 years*. Agriculture, Ecosystems Environment, 163, 3-13.
- Harrison RB, Reis GG, Reis M, Bernardo AL, Firme DJ. 2000. *Effect of spacing and age on nitrogen and phosphorus distribution in biomass of Eucalyptus camaldulensis, Eucalyptus pellita and Eucalyptus urophylla plantations in southeastern Brazil*. Forest Ecology and Management 133: 167-177.
- Harrison, R. B., Reis, G. G., Reis, M. D., Bernardo, A. L., Firme, D. J. (2000). *Effect of spacing and age on nitrogen and phosphorus distribution in biomass of Eucalyptus camaldulensis, Eucalyptus pellita and Eucalyptus urophylla plantations in southeastern Brazil*. Forest Ecology and Management, 133(3), 167-177.
- Helmisaari, H. S., Saarsalmi, A., Kukkola, M. (2009). *Effects of wood ash and nitrogen fertilization on fine root biomass and soil and foliage nutrients in a Norway spruce stand in Finland*. Plant and Soil, 314(1-2), 121-132.

- Hernández, J., del Pino, A., Salvo, L., Arrarte, G. (2009). *Nutrient export and harvest residue decomposition patterns of a Eucalyptus dunnii Maiden plantation in temperate climate of Uruguay*. Forest Ecology and Management, 258(2), 92-99.
- Hernández, J., del Pino, A., Vance, E. D., Califra, Á., Del Giorgio, F., Martínez, L., González-Barrios, P. (2016). *Eucalyptus and Pinus stand density effects on soil carbon sequestration*. Forest Ecology and Management, 368, 28-38.
- Hontoria C, Rodríguez-Murillo JC, Saa A (1999) Relationships between soil organic carbon and Romanyà, J., Rovira, P. (2011). *An appraisal of soil organic C content in Mediterranean agricultural soils*. Soil Use and Management, 27(3), 321-332. site characteristics in peninsular Spain. Soil Sci Soc Am J 63:614–621.
- Huang, Z., He, Z., Wan, X., Hu, Z., Fan, S., Yang, Y., 2013. *Harvest residue management effects on tree growth and ecosystem carbon in a Chinese fir plantation in subtropical China*. Plant Soil 364, 303–314.
- Jandl R., Lindner M., Vesterdal L., Bawmens B., Baritz R., Hagedorn F., Johnson D.W., Minkkinen K., Byrne K.A. 2007. *How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?* Geoderma 137: 253-268.
- Joffre R., Rambal S. 1988. *Soil water improvement by trees in the rangelands of southern Spain*. Oecologia Planatarum 9: 405-422.
- Judd, T.S.; Attiwill, P.M.; Adans, M.A. *Nutrient concentrations in Eucalyptus: A synthesis in relation to differences between taxa, sites and components*. In Nutrition of Eucalyptus; Attiwill, P.M., Adams, M.A., Eds.; CSIRO: Clayton, Australia, 1996; pp. 123–153.
- Kabzems, R., Haeussler, S. (2005). *Soil properties, aspen, and white spruce responses 5 years after organic matter removal and compaction treatments*. Canadian Journal of Forest Research, 35(8), 2045-2055.
- Klose, S., Tabatabai, M. A. (2002). *Response of phosphomonoesterases in soils to chloroform fumigation*. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 165(4), 429-434.
- Kosmas C., Gerontidis St., Marathianou M. 2000. *The effect of land use change on soils and vegetation over various lithological formations on Lesvos (Greece)*. Catena 40: 51–68.
- Koutika, L. S., Richardson, D. M. (2019). *Acacia mangium Willd: benefits and threats associated with its increasing use around the world*. Forest Ecosystems, 6(1), 2.
- Koutika, L-S; Cafiero, L.; Bevivino. A.; Merino, A. (2020). *Organic matter quality of forest floor as a driver of C and P dynamics in acacia and eucalypt plantations established on a Ferralic Arenosols, Congo*. Forest Ecosystems (in prensa)
- Krull, E. S., Swanston, C. W., Skjemstad, J. O., McGowan, J. A. (2006). *Importance of charcoal in determining the age and chemistry of organic carbon in surface soils*. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 111(G4).
- Kumaraswamy, S., Mendham, D.S., Grove, T.S., O'Connell, A.M., Sankaran, K.V., Rance, S.J., 2014. *Harvest residue effects on soil organic matter, nutrients and microbial biomass in eucalypt plantations in Kerala, India*. For. Ecol. Manage. 328, 140–149.
- Laclau, J. P., Arnaud, M., Bouillet, J. P., Ranger, J. (2001). *Spatial distribution of Eucalyptus roots in a deep sandy soil in the Congo: relationships with the ability of the stand to take up water and nutrients*. Tree physiology, 21(2-3), 129-136.
- Laclau, J.-P., Levillain, J., Deleporte, P., Nzila, J.d.D., Bouillet, J.-P., Saint Andre, L., Versini, A., Mareschal, L., Nouvellon, Y., M'Bou, A.T., Ranger, J., 2010. *Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in Eucalyptus plantations established on a sandy tropical soil*. For. Ecol. Manage. 260, 2148–2159.
- Laclau, J.-P., Levillain, J., Deleporte, P., Nzila, J.D.D., Bouillet, J.-P., Saint André, L., Versini, A., Mareschal, L., Nouvellon, Y., Thongo-M'Bou, A., Ranger, J., 2010a. *Organic residue mass at planting is an excellent predictor of tree growth in Eucalyptus plantations established on a sandy tropical soil*. For. Ecol. Manage. 260, 2148–2159.

- Laclau, J.-P., Ranger, J., Gonçalves, J.L.M., Maquere, V., Krusche, A.V., M'Bou, A.T., Nouvellon, Y., Saint-André, L., Bouillet, J.-P., Piccolo, C.M., Deleporte, P., 2010b. *Biogeochemical cycles of nutrients in tropical Eucalyptus plantations: main features shown by intensive monitoring in Congo and Brazil*. For. Ecol. Manage. 259, 1771–1785.
- Laganiere, J., Angers, D. A., Pare, D. (2010). *Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis*. Global change biology, 16(1), 439-453.
- Leite FP, Silva IR, Novais RF, de Barros NF, Neves JCL, Villani EMD. 2011. *Nutrient relations during an Eucalyptus cycle at different population densities*. Revista Brasileira de Ciência do Solo 35: 949-959.
- Leite FP, Silva IR, Novais RF, de Barros NF, Neves JCL. 2010. *Alterations of soil chemical properties by eucalyptus cultivation in five regions in the Rio Doce Valley*. Revista Brasileira de Ciência do Solo 34: 821-831.
- Leite, F.P., Barros, N.F., Novais, R.F., Sans, L.M.A., Fabres, A.S., 1999. *Relações hídricas em povoamento de eucalipto com diferentes densidades populacionais*. Rev. Brasil. Cienc. Solo 23, 9–16.
- Lenz, A. M., Rosa, H. A., Mercante, E., Maggi, M. F., Mendes, I. D. S., Cattani, C. E. V., ... Gurgacz, F. (2019). *Expansion of eucalyptus energy plantations under a Livestock-Forestry Integration scenario for agroindustries in Western Paraná, Brazil*. Ecological indicators, 98, 39-48.
- Liang, J., Reynolds, T., Wassie, A., Collins, C., Wubalem, A. (2016). *Effects of exotic Eucalyptus spp. plantations on soil properties in and around sacred natural sites in the northern Ethiopian Highlands*. AIMS Agriculture and Food, 1(2), 175-193.
- Lima, W.P., Laprovitera, R., Ferraz, S.F.B., Rodrigues, C.B., Silva, M.M., 2012. *Forest plantations and water consumption: a strategy for hydrosolidarity*. Int. J. For. Res. 2012, 8 (Article ID 908465).
- López Arias, M. (1991). *Ciclo biológico de los elementos biogénicos en una plantación de Eucalyptus globulus del S. O. de España*. INIA. Revista de Investigación Agraria. Serie Sistemas y Recursos Forestales 1: 75-91
- Madeira, M. A. V. (1991). *Influence of mineral nutrients redistribution in Eucalyptus plantations on soil properties*. In Developments in Geochemistry (Vol. 6, pp. 485-494). Elsevier.
- Madeira, M., Fabião, A., Carneiro, M. (2012). *Do harrowing and fertilisation at middle rotation improve tree growth and site quality in Eucalyptus globulus Labill. plantations in Mediterranean conditions?*. European journal of forest research, 131(3), 583-596.
- Madejón, P., Alaejos, J., García-Álbala, J., Fernández, M., Madejón, E. (2016). *Three-year study of fast-growing trees in degraded soils amended with composts: effects on soil fertility and productivity*. Journal of environmental management, 169, 18-26.
- Makoto, K., Tamai, Y., Kim, Y. S., Koike, T. (2010). *Buried charcoal layer and ectomycorrhizae cooperatively promote the growth of Larix gmelinii seedlings*. Plant and Soil, 327(1-2), 143-152.
- Marañón T., Pugnaire F.I., Callaway R.M. 2009. *Mediterranean-climate oak savannas: the interplay between abiotic environment and species interactions*. Web Ecology 9: 30-43.
- Martins, C et al. 2013. *Effects of Essential Oils from Eucalyptus globulus Leaves on Soil Organisms Involved in Leaf Degradation*. PLoS One 8(4). doi: 10.1371/journal.pone.0061233
- Martín Gil, A.; Mansilla Vázquez, J.P.; Pérez Otero, R. (2018). *Guía de gestión integradas de plagas para el cultivo del eucalipto*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Mateos, E., Edeso, J. M., Ormaetxea, L. (2017). *Soil erosion and forests biomass as energy resource in the basin of the Oka River in Biscay, northern Spain*. Forests, 8(7), 258.
- Mathers, N.J., Mendham, D.S., O'Connell, A.M., Grove, T.S., Xu, Z.H., Saffigna, P.G., 2003. *How does residue management impact soil organic matter composition and quality under Eucalyptus globulus plantations in South-western, Australia?* For. Ecol. Manage. 179, 253–267.

- Mayer, M., Prescott, C. E., Abaker, W. E., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G. W., ... Laganière, J. (2020). *Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis*. Forest Ecology and Management, 466, 118127.
- Mendham DS, O'Connell AM, Grove TS, Rance SJ (2003) *Residue management effects on soil carbon and nutrient contents and growth of second rotation eucalypts*. Forest Ecol Managent 181:357–372
- Mendham, D.S., Ogden, G.N., Short, T., O'Connell, T.M., Grove, T.S., Rance, S.J., 2014. *Repeated harvest residue removal reduces *E. globulus* productivity in the 3rd rotation in south-western Australia*. For. Ecol. Manage. 329, 279–286.
- Mendham, D.S., Sankaran, K.V., O'Connell, A.M., Grove, T.S., 2002. *Eucalyptus globulus harvest residue management effects on soil carbon and microbial biomass at 1 and 5 years after plantation establishment*. Soil Biol. Biochem. 34, 1903–1912.
- Menegale, M.L.C., Rocha, J.H.T., Harrison, R., Goncalves, J.L.M., Almeida, R.F., Piccolo, M.C., Hubner, A., Arthur Junior, J.C., Ferraz, A.V., James, J.N., Michels en-Correa, S., 2016. *Effect of timber harvest intensities and fertilizer application on stocks of soil C, N, P, and S*. Forests 7, 319–333.
- Merino, A., Balboa, M. A., Soalleiro, R. R., Gonzalez, J. A. (2005). *Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe*. Forest Ecology and Management, 207(3), 325-339.
- Merino, A., López, Á. R., Brañas, J., Rodríguez-Soalleiro, R. (2003). *Nutrition and growth in newly established plantations of *Eucalyptus globulus* in northwestern Spain*. Annals of Forest Science, 60(6), 509-517.
- Merino, A.; Edeso, J. M. (1999). *Soil fertility rehabilitation in young *Pinus radiata* plantations from northern Spain after intensive site preparation*. Forest Ecology and Management, 116, 83-91.
- Merino, A.; Edeso, J. M.; González, M. J.; Maraúri, P (1998). *Soil properties in a hilly area following different harvesting managements*. Forest Ecology and Management, 103, 235-246.
- Merino, A; Omil B.; Hidalgo C; Etchevers JD, Balboa MA (2017). *Characterization of the organic matter in fly ash and mixed wood ash to assess its recalcitrance in agricultural applications*. Land Degradation and Development, 28, 2166–2175.
- Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA). 2006. *Forestación de tierras agrícolas: análisis de su evolución y contribución a la fijación del carbono y al uso racional de la tierra*, Madrid. 369 pp.
- Miralles M., Ortega R., Almendros G., Sánchez-Marañón M., Soriano M. 2009. *Soil quality and organic carbon ratios in mountain agroecosystems of South-east Spain*. Geoderma 150 : 120-128.
- Miranda I, Pereira H. 2016. *Variation of wood and bark density and production in coppiced *Eucalyptus globulus* trees in a second rotation*. Iforest-Biogeosciences and Forestry 9: 270-275.
- Montiel C. 2006. *The restoration of forest landscapes through farmland afforestation measures in Spain*. In: Agnoletti M. (ed.) The Conservation of Cultural Landscapes, CABI. pp. 195-208.
- Moreno G., Obrador J.J., García A. 2007. *Impact of evergreen oaks on the fertility and oat production in intercropped dehesas*. Agriculture, Ecosystems and Environment 119: 270-280.
- Mosquera-Losada, M. R., Ferreiro-Domínguez, N., Daboussi, S., Rigueiro-Rodríguez, A. (2016). *Sewage sludge stabilisation and fertiliser value in a silvopastoral system developed with *Eucalyptus nitens* Maiden in Lugo (Spain)*. Science of the Total Environment, 566, 806-815.
- Muñoz-Cobo, M. T. M., Marcos, D. L. J., 1970. *Nutricion de *Eucalyptus globulus* en seus primeros estados de desarollo*. An. Edafol. Agrobiol, 29(5/6), 401-411.

- Murillo, J. M., Moreno, F., Girón, I. F., Oblitas, M. I. (2004). *Conservation tillage: long term effect on soil and crops under rainfed conditions in south-west Spain (Western Andalusia)*. Spanish Journal of Agricultural Research, 2(1), 35-43.
- Nambiar, E.K.S., Harwood, C.E., 2014. *Productivity of acacia and eucalypt plantations in Southeast Asia. 1. Bio-physical determinants of production: opportunities and challenges*. Int. For. Rev. 16, 225–248.
- Navas A., Gaspar L., Quijano L., López-Vicente M., Machín J. 2012. *Patterns of soil organic carbon and nitrogen in relation to soil movement under different land uses in mountain fields (South Central Pyrenees)*. Catena 94: 43-52.
- Nawaz, M. F., Shah, S. A. A., Gul, S., Afzal, S., Ahmad, I., Ghaffar, A. (2017). *Carbon sequestration and production of *Eucalyptus camaldulensis* plantations on marginal sandy agricultural lands*. Pakistan Journal of Agricultural Sciences, 54(2).
- Negassa, W., Leinweber, P., 2009. *How does the Hedley sequential phosphorus fractionation reflect impacts of land use and management on soil phosphorus: a review*. J. Plant Nutr. Soil Sci.-Zeitschrift Fur Pflanzenernährung Und Bodenkunde 172, 305–325.
- Nelson, N. O., Agudelo, S. C., Yuan, W., Gan, J. (2011). *Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils*. Soil Science, 176(5), 218-226.
- Nicholls, D., Monserud, R.A., Dykstra, D.P., 2009. *International bioenergy synthesis –lessons learned and opportunities for the western United States*. For. Ecol. Manage. 257, 1647–1655.
- Nunes A. 2011. *Soil erosion under different land use and cover types in a marginal area of Portugal*. In: Godone D. (ed.), Soil Erosion Studies. InTech, Shanghai, China. pp. 59-86.
- O'Hara, C.P., Bauhus, J., Smethurst, P.J., 2006. *Role of light fraction soil organic matter in the phosphorus nutrition of *Eucalyptus globulus* seedlings*. Plant Soil 280, 127–134. Osman, K.T., 2013. Soils: Principles, Properties and Management. Springer, Netherlands.
- Olarieta J.R., Besga G., Rodríguez R., Usón A., Pinto M., Virgel S. 1999. *Sediment enrichment ratios after mechanical site preparation for *Pinus radiata* plantation in the Basque Country*. Geoderma, 93(3-4): 255-267.
- Oliet, J.A.; Puértolas, J.; Planelles, R.; Jacobs, D.F. *Nutrient loading of forest tree seedlings to promote stress resistance and field performance: A Mediterranean perspective*. New For. 2013, 44, 649–669.
- Omil, B., Fernández, A. Basurco, F., Casas, C., Merino, A. 2015. *Valoración de la estabilidad nutricional de plantaciones de *Eucalyptus globulus* Labill tras fertilización con cenizas de biomasa (Oral)*. III Reunión conjunta del Grupo de Trabajo de Repoblaciones Forestales de la SECF y el Grupo de Trabajo de Restauración Ecológica de la AEET (VII Reunión del GT de Repoblaciones Forestales de la SECF, III Reunión del GT de Restauración Ecológica de la AEET). EPS (USC), Lugo (España), 22-23/10/15.
- Omil, B.; Fernández, A.; Basurco, F.; Casas, C.; Merino, A. *Valoración de la estabilidad nutricional de plantaciones de *Eucalyptus globulus* Labill tras fertilización con cenizas de biomasa*. In Sociedad Española de Ciencias Forestales, 22–23 October 2015; III Reunión conjunta SECF-AEET: Lugo, Spain; p. 34.
- Omil, B.; Piñeiro, V.; Merino, A. (2013). *Soil and tree responses to the application of wood ash containing charcoal to two soils of contrasting properties*. Forest Ecology and Management, 295, 199-212.
- Ortega, E., Lozano, F. J., Martínez, F. J., Bienes, R., Gallardo, J. F., Asensio, C. (2016). *Soils of the Mediterranean Areas*. In The soils of Spain (pp. 163-187). Springer, Cham.
- Paré, D., Thiffault, E. (2016). *Nutrient budgets in forests under increased biomass harvesting scenarios*. Current Forestry Reports, 2(1), 81-91.
- Parton, W., Silver, W. L., Burke, I. C., Grassens, L., Harmon, M. E., Currie, W. S., ... Fasth, B. (2007). *Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition*. science, 315(5810), 361-364.

- Paula, R. R., Bouillet, J. P., Trivelin, P. C. O., Zeller, B., de Moraes Gonçalves, J. L., Nouvellon, Y., ... Laclau, J. P. (2015). *Evidence of short-term belowground transfer of nitrogen from Acacia mangium to Eucalyptus grandis trees in a tropical planted forest*. Soil Biology and Biochemistry, 91, 99-108.
- Pérez-Batallón, P.; Ouro, G.; Macías, F.; Merino, A. (2001). *Initial mineralization of organic matter in a forest plantation soil following logging residue management techniques*. Annals of Forest Sciences, 58, 807-818.
- Pérez-Cruzado, C.; Mansilla-Salinero, P.; Rodríguez-Soalleiro, R.; Merino, A. (2012). *Influence of tree species on carbon sequestration in afforested pastures in a humid temperate region*. Plant and Soil, 353: 333–353
DOI 10.1007/s11104-011-1035-0).
- Pérez-Cruzado, C.; Merino, A.; Rodríguez-Soalleiro, R. (2011). *A management tool for estimating bioenergy production and carbon sequestration in Eucalyptus globulus and Eucalyptus nitens grown as short rotation woody crops in north-west Spain*. Biomass and Bioenergy, 35, 2839-2851.
- Pinheiro, R. C., de Deus Jr, J. C., Nouvellon, Y., Campoe, O. C., Stape, J. L., Aló, L. L., ... Laclau, J. P. (2016). *A fast exploration of very deep soil layers by Eucalyptus seedlings and clones in Brazil*. Forest Ecology and Management, 366, 143-152.
- Plassard, C., Dell, B. (2010). *Phosphorus nutrition of mycorrhizal trees*. Tree Physiology, 30(9), 1129-1139.
- Portela, E., Louzada, J. (2007). Magnesium deficiencies in soils and crops in Northern Portugal. Revista de Ciências Agrárias (Portugal), 30(2), 67-87.
- Portela, E., Vale, R., Abreu, M. M. (2015). *Carências de boro no interior: norte e centro-de Portugal*. Revista de Ciências Agrárias, 38(4), 484-517.
- Pullin, A. S., & Stewart, G. B. (2006). *Guidelines for systematic review in conservation and environmental management*. Conservation biology, 20(6), 1647-1656.
- Ranatunga, K., Keenan, R.J., Wullschleger, S.D., Post, W.M., Tharp, M.L., 2008. *Effects of harvest management practices on forest biomass and soil carbon in eucalypt forests in New South Wales, Australia: simulations with the forest succession model LINKAGES*. For. Ecol. Manage. 255, 2407–2415.
- Rascher KG, Hellmann C, Maguas C, Werner C (2012) *Community scale 15N isoscapes: tracing the spatial impact of an exotic N2-fixing invader*. Ecol Lett 15:484–491.
- Razakamanarivo, R. H., Razakavololona, A., Razafindrakoto, M. A., Vieilledent, G., Albrecht, A. (2012). *Below-ground biomass production and allometric relationships of eucalyptus coppice plantation in the central highlands of Madagascar*. Biomass and Bioenergy, 45, 1-10.
- Reis, M. G. F., BARROS, N. D. (1990). *Ciclagem de nutrientes em plantios de eucalipto. Relação solo eucalipto*. Viçosa: Ed. Folha de Viçosa, 265-302.
- Rengel, Z. (Ed.). (2003). *Handbook of soil acidity* (Vol. 94). CRC Press.
- Ribeiro, C., Madeira, M., Araújo, M. C. (2002). *Decomposition and nutrient release from leaf litter of Eucalyptus globulus grown under different water and nutrient regimes*. Forest Ecology and Management, 171(1-2), 31-41.
- Richardson DM, Le Roux JJ, Wilson JRU (2015) *Australian acacias as invasive species: lessons to be learnt from regions with long planting histories*. South Forests 77(1):31–39
- Richter Jr, D. D., Markewitz, D. (2001). *Understanding soil change: soil sustainability over millennia, centuries, and decades*. Cambridge University Press.
- Rivas, S., Gandullo, J. M. (1987). *Memoria del mapa de series de vegetación de España*. ICONA. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación: Madrid.

- Rivas-Martínez, S. (1987). *Mapa de series de vegetación de España: 1: 400 000*. Instituto nacional para la conservación de la naturaleza.
- Rivas-Martínez, S. (2011). *Mapa de series, geoserries y geopermaseseries de vegetación de España*. Asociacion Española de Fitosociología (AEFA).
- Roberts, S. D., Harrington, C. A., Terry, T. A. (2005). *Harvest residue and competing vegetation affect soil moisture, soil temperature, N availability, and Douglas-fir seedling growth*. Forest Ecology and Management, 205(1-3), 333-350.
- Rocha, J. H. T., de Moraes Gonçalves, J. L., Brandani, C. B., de Vicente Ferraz, A., Franci, A. F., Marques, E. R. G., ... Hubner, A. (2018). *Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application*. Forest ecology and management, 430, 188-195.
- Rocha, J. H. T., Menegale, M. L., Rodrigues, M., Gonçalves, J. L. D. M., Pavinato, P. S., Foltran, E. C., ... James, J. N. (2019). *Impacts of timber harvest intensity and P fertilizer application on soil P fractions*. Forest Ecology and Management, 437, 295-303.
- Rocha, J.H.T., Gonçalves, J.L.d.M., Gava, J.L., Godinho, T.d.O., Melo, E.A.S.C., Bazani, J.H., Hubner, A., Arthur Junior, J.C., Wichert, M.P., 2016a. *Forest residue maintenance increased the wood productivity of a *Eucalyptus* plantation over two short rotations*. For. Ecol. Manage. 379, 1–10.
- Rodríguez-Murillo, J. C. (2001). *Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain*. Biology and Fertility of Soils, 33(1), 53-61.
- Rodríguez-Soalleiro, R., Eimil-Fraga, C., Gómez-García, E., García-Villabril, J. D., Rojo-Alboreca, A., Muñoz, F., ... Pérez-Cruzado, C. (2018). *Exploring the factors affecting carbon and nutrient concentrations in tree biomass components in natural forests, forest plantations and short rotation forestry*. Forest Ecosystems, 5(1), 35.
- Rosim CC, Hsing TY, de Paula RC. 2016. *Nutrient use efficiency in interspecific hybrids of eucalypt*. Revista Ciência Agronômica 47: 540-547.
- Rubio, B., Gil-Sotres, F. (1997). *Distribution of four major forms of potassium in soils of Galicia (NW Spain)*. Communications in soil science and plant analysis, 28(19-20), 1805-1816.
- Ruíz Fernández, F.; Soria, F.; Toval, G. *Ensayos de fertilización localizada de masas clonales de *Eucalyptus globulus* en el momento de la plantación en la Provincia de Huelva*. In Sociedad Española de Ciencias Forestales, II, 23–27 June 1997; Congreso Forestal Español: Pamplona, Spain; pp. 585–590.
- Ruiz, F., Soria, F., Toval, G. (2001, June). *Ensayos de preparación del terreno para el establecimiento de masas clonales de *Eucalyptus globulus* (Labill.) en distintos suelos de la provincia de Huelva*. In Congresos Forestales.
- Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M., Arola, M. (2010). *Effect of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes, and stand growth in two coniferous stands in Finland*. Plant and soil, 331(1-2), 329-340.
- Sanchez-Maranon, M., Soriano, M., Delgado, G., Delgado, R. (2002). *Soil quality in Mediterranean mountain environments*. Soil Science Society of America Journal, 66(3), 948-958.
- Santalla, M., Omil, B., Rodríguez-Soalleiro, R., Merino, A. (2011). *Effectiveness of wood ash containing charcoal as a fertilizer for a forest plantation in a temperate region*. Plant and soil, 346(1-2), 63-78.
- Santillán-Fernández, A.; Corbelle-Rico, E.; Omil, B.; Fernández, A.; Basurto, F; Santoyo-Cortés, H.; Merino, A. (2016). *Análisis de factibilidad y viabilidad económica en la toma de decisiones para la aplicación de cenizas en áreas forestales*. Recursos Rurais, 12, 23-31.
- Sauer, T. J., James, D. E., Cambardella, C. A., Hernandez-Ramirez, G. (2012). *Soil properties following reforestation or afforestation of marginal cropland*. Plant and Soil, 360(1-2), 375-390.

- Saur, E., Nambiar, E. K. S., Fife, D. N. (2000). *Foliar nutrient retranslocation in Eucalyptus globulus*. Tree physiology, 20(16), 1105-1112.
- Scalenghe, R., Celi, L., Costa, G., Laudicina, V. A., Santoni, S., Vespertino, D., La Mantia, T. (2015). *Carbon stocks in a 50 year old Eucalyptus camaldulensis stand in Sicily, Italy*. Southern Forests: a Journal of Forest Science, 77(4), 263-267.
- Schlatter, J.E., Gerding, V., Oñate, M.I., 1998. Características y variabilidad de sitios con plantaciones adultas de *Pinus radiata* D. Don en suelos graníticos de las Regiones VIII y IX. Bosque (Valdivia, Chile) 19, 37–59.
- Sharma, B., Sarkar, A., Singh, P., Singh, R. P. (2017). *Agricultural utilization of biosolids: A review on potential effects on soil and plant growth*. Waste Management, 64, 117-132.
- Silva, E.R. et al. 2017. *Phytotoxic effects of extract and essential oil of Eucalyptus saligna (Myrtaceae) leaf litter on grassland species*. Australian Journal of Botany 65(2) 172-182: 10.1071/BT16254
- Smethurst, P., Holz, G., Moroni, M., Baillie, C. (2004). *Nitrogen management in Eucalyptus nitens plantations*. Forest Ecology and Management, 193(1-2), 63-80.
- Smethurst, P.J. *Forest fertilization: Trends in knowledge and practice compared to agriculture*. Plant Soil 2010, 335, 83–100.
- Soares, P., Tomé, M. (2012). *Biomass expansion factors for Eucalyptus globulus stands in Portugal*. Forest Systems, 21, 141-152.
- Solé Benet, A. (2006). *Soil erosion in Spain*. Boardman, J. and J. Poesen (eds), Soil Erosion in Europe, John Wiley, London, United Kingdom.
- Solla-Gullón, F.; Santalla, M. Rodríguez-Soalleiro, R.; Merino, A. (2006). *Nutritional status and growth of a young Pseudotsuga menziesii plantation in a temperate region after application of wood bark ash*. Forest Ecology and Management, 237, 312-321.
- Spangenberg, A., Grimm, U., da Silva, J. R. S., Fölster, H. (1996). *Nutrient store and export rates of Eucalyptus urograndis plantations in eastern Amazonia (Jari)*. Forest Ecology and Management, 80(1-3), 225-234.
- Stape, J.L., Binkley, D., Ryan, M.G., Fonseca, S.R.L., Takahashi, E.N., Silva, C.R., Hakamada, S.R., Ferreira, J.M., Lima, A.M., Gava, J.L., Leite, F.P., Silva, G., Andrade, H., Alves, J.M., 2010. *The Brazil Eucalyptus Potential Productivity Project: influence of water, nutrients and stand uniformity on wood production*. For. Ecol. Manage. 259, 1674–1684.
- Steiner, C., Glaser, B., Gerald Teixeira, W., Lehmann, J., Blum, W. E., Zech, W. (2008). *Nitrogen retention and plant uptake on a highly weathered central Amazonian Ferralsol amended with compost and charcoal*. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 171(6), 893-899.
- Stupak, I., Asikainen, A., Jonsell, M., Karlton, E., Lunnan, A., Mizaraité, D., ... Schroeder, M. (2007). *Sustainable utilisation of forest biomass for energy—possibilities and problems: policy, legislation, certification, and recommendations and guidelines in the Nordic, Baltic, and other European countries*. Biomass and Bioenergy, 31(10), 666-684.
- Teixeira, C.T.; Novais, R.F.; Barros, N.F.; Neves, L.C.L.; Teixeira, J.L. *Eucalyptus urophylla root growth, stem sprouting and nutrient supply from the roots and soil*. For. Ecol. Manag. 2002, 160, 263–271.
- Toledo, R.E.B., Victoria Filho, R., Alves, P.L.C.A., Pitelli, R.A., Lopes, M.A.F., 2003. *Faixas de controle de plantas daninhas e seus reflexos no crescimento de plantas de eucalipto*. Sci. For. 64, 78–92.
- Trasar-Cepeda, M. C., Gil-Sotres, F., Guitian-Ojea, F. (1990). *Relation between phosphorus fractions and development of soils from Galicia (NW Spain)*. Geoderma, 47(1-2), 139-150.
- Turner, B.L., Engelbrecht, B.M.J., 2011. *Soil organic phosphorus in lowland tropical rain forests*. Biogeochemistry 103, 297–315.

- Vadell, E., de-Miguel, S., Pemán, J. (2016). *Large-scale reforestation and afforestation policy in Spain: a historical review of its underlying ecological, socioeconomic and political dynamics*. Land Use Policy, 55, 37-48.
- Viera, M., Ruiz Fernandez, F., Rodríguez-Soalleiro, R. (2016). *Nutritional prescriptions for *Eucalyptus* plantations: Lessons learned from Spain*. Forests, 7(4), 84.
- von Wilpert, K., Schäffer, J. (2006). *Ecological effects of soil compaction and initial recovery dynamics: a preliminary study*. European Journal of Forest Research, 125(2), 129-138.
- Wall, A., 2012. *Risk analysis of effects of whole-tree harvesting on site productivity*. For. Ecol. Manage. 282, 175–184.
- Wang, Y., Zheng, J., Boyd, S. E., Xu, Z., Zhou, Q. (2019). *Effects of litter quality and quantity on chemical changes during eucalyptus litter decomposition in subtropical Australia*. Plant and Soil, 1-14.
- Waring, B. G. (2012). *A meta-analysis of climatic and chemical controls on leaf litter decay rates in tropical forests*. Ecosystems, 15(6), 999-1009.
- Warnock, D. D., Lehmann, J., Kuyper, T. W., Rillig, M. C. (2007). *Mycorrhizal responses to biochar in soil—concepts and mechanisms*. Plant and soil, 300(1-2), 9-20.
- Watt, M. S., Pearse, G. D., Dash, J. P., Melia, N., Leonardo, E. M. C. (2019). *Application of remote sensing technologies to identify impacts of nutritional deficiencies on forests*. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 149, 226-241.
- Zaia FC, Gama-Rodrigues AC. 2004. *Nutrient cycling and balance in eucalypt plantation systems in north of Rio de Janeiro State, Brazil*. Revista Brasileira de Ciência do Solo 28: 843-852.

Bibliografía asociada:

- Brañas, J, González-Río, F., Rodríguez, R, Merino, A. *Contenido y distribución de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus globulus* del Noroeste de la Península Ibérica*. Investigaciones Agrarias: Sistemas y Recursos Forestales 9(2), 317-335.
- Calvo de Anta, R.. *El eucalipto en Galicia. Sus relaciones con el medio natural*, Universidad de Santiago de Compostela, Santiago 1992,
- Bará Temes, S., Rigueiro Rodríguez, A., Gis Sostres, M. C., Mansilla Vázquez, P., Alonso Santios, M. 1985. *Efectos ecológicos del *E. globulus* en Galicia*. Estudio comparativos con *P. pinaster* y *Q. robur*. INIA. 381 pp.
- Domingo Santos, J.(2010) El eucalipto y los suelos bajo clima mediterráneo. Boletín del CIDEU 8-9: 15-30 (2010) ISSN 1885-5237.
- Domingo Santos, Fernández de Villarán, Corral, Redondo, Alessio (2009) *Influencia de la especie forestal en algunos parámetros edáficos en el SO español*. Actas del 5º Congreso Forestal Español. Ávila.
- Díaz-Fierros Viquera, F., Calvo de Anta, R., Paz González, A. 1982. *As especies forestais e os solos de Galicia*. Sada, A Coruña : Edicions do Castro, D.L.-161 pp. (Publicacions do Seminario de Estudos Galegos. Cadernos da área de cie)
- Goes, E., *Os eucaliptos*. Ed. PORTUCEL, Lisboa 1977,
- Macías Vázquez, F. *Críticas y comentarios sobre el informe Effects des plantations d'eucalyptus dans le Nord de l'Espagne*, por González Bernaldes et al. (1989), realizado para la CEE. Axencia de Calidade Ambiental de Galicia. Consellería de Ordenación do Territorio e Obras Públicas. Xunta de Galicia. Santiago, 1990
- Rodríguez Soalleiro, T. Balboa, M., González, J. Merino, A., Sánchez, F. 2004. *Efecto de la silvicultura en la extracción de nutrientes a lo largo del turno en plantaciones de tres especies de crecimiento rápido en el norte de España*. Invest Agrar: Sist Recursos Forestales 13 (3).

8

Los efectos del cultivo
del *Eucalyptus* sobre los
recursos hídricos en la
bibliografía científica



Autor de este informe:
Juan Carlos Giménez, Universidad de Extremadura

CONTENIDO

1. Introducción: estado del arte en el área temática de recursos hídricos incluidas posibles subáreas [87]
 - 1.1 Efectos hidrológicos de las plantaciones (en general) y su aprovechamiento
 - 1.2 Efectos hidrológicos de las plantaciones de eucalipto
 - 1.3. Buenas Prácticas de Gestión Forestal para minimizar impactos sobre el agua
2. Países prioritarios identificados [93]
3. Metodología y descripción de la bibliografía identificada [93]
4. Listado de la bibliografía identificada [96]
5. Principales conclusiones y su vinculación con los parámetros de gestión/desarrollo rural de relevancia identificados para el área temática concreta [96]
6. Lagunas temáticas o geográficas identificadas y posibles proyectos de investigación para cubrirlos [94]
7. Conclusiones generales [99]
8. Bibliografía [100]

1. Introducción: estado del arte en el área temática recursos hídricos incluidas sub-áreas

1.1 Efectos hidrológicos de las plantaciones (en general) y su aprovechamiento

La influencia de las plantaciones forestales (y su aprovechamiento) en el comportamiento hidrológico de las cuencas ha sido extensamente estudiada (p. ej. Bowling *et al.*, 2000; Moore y Wondzell, 2005). En estos estudios se analizan múltiples factores, tales como la superficie forestal ocupada por las plantaciones, la ubicación y forma de las unidades de corta, los arrastraderos y vías de saca, y múltiples efectos, como la variación de la evapotranspiración, de la escorrentía superficial, del volumen de agua aportada a los cauces, de los caudales en dichos cauces, etc., que, evidentemente, son efectos encadenados e interdependientes.

Es importante destacar que los efectos producidos por la presencia de plantaciones en las cuencas pueden ser a corto plazo (Beasley y Granillo, 1988; Marion y Ursic, 1993), pero pueden tener repercusiones importantes sobre la sostenibilidad a largo plazo de los ecosistemas forestales (Bormann y Likens, 1979; Hornbeck y Kropelin, 1982; Waring y Schlesinger, 1985).

El efecto de las masas forestales en la evapotranspiración ha sido estudiado por Calder y Newson (1979), McCulloch y Robinson (1993) y Fahey y Jackson (1997), entre otros. En términos de caudal, la presencia de una cubierta arbórea reduce de forma sustancial los caudales punta, especialmente para períodos de retorno de hasta 10 años (Hewlett y Helvey, 1970; Leibscher, 1970; Chen y He, 1991; Dubicki, 1994).

Una vez que la plantación llega al turno existen múltiples efectos como consecuencia de las mismas. Numerosos estudios han constatado que la eliminación de la cubierta arbórea provoca, en primer lugar, la disminución de la evapotranspiración (p. ej. Bosch y Hewlett, 1982; Troendle y Reuss, 1997; Abdelnour *et al.*, 2011). Asimismo, la eliminación de la cubierta arbórea produce una disminución de la infiltración (Hillel, 1998; Sirin *et al.*, 1991; Pereira, 1992) y un incremento de la escorrentía (Chang *et al.*, 1982; Ursic, 1991a, b; Trettin, 1994). Patric (1980), Van Lear *et al.* (1985), Beasley y Granillo (1988) y Cosandey (1993) indican que el aumento de escorrentía se produce inmediatamente tras la corta, aunque el efecto

desaparece a medida que la masa se regenera y crece (Hewlett y Doss, 1984). Igualmente, Lynch y Corbett (1990) observaron cómo aumentaba la escorrentía, recuperándose los valores iniciales cuatro años después de la corta, mientras que Lebo y Herrmann (1998) y Xu *et al.* (2000, 2002) observaron que los valores originales se recuperaban a los dos años.

A su vez, la mayor escorrentía tras las cortas, se traduce en un aumento del volumen de agua en los cauces (Hibbert, 1966; Rothacher, 1970; Keppeler y Ziemer, 1990), mientras que la regeneración posterior a la corta provoca la disminución del volumen de agua (Sahin y Hall, 1996; Jones, 2000; Jones y Post, 2004). Stednick (1996) constató que el volumen de agua aumentaba linealmente con el área cortada si esta superaba el 20% de la cuenca, pues por debajo de dicho valor el efecto no era significativo. Así mismo, las cortas provocan un aumento del caudal punta (Anderson y Hobba, 1959; Harr y McCorison, 1979; Harr, 1980; Chistner y Harr, 1982; Bosch y Hewlett, 1982; Hewlett y Doss, 1984; Harr, 1986; Berris y Harr, 1987; Golding, 1987; Trettin, 1994; Jones y Grant, 1996; Jones, 2000). Este aumento del caudal punta se ve mitigado por la posterior regeneración de la vegetación; en este sentido Fernández *et al.* (2006) comprueban que a partir del cuarto año tras la corta ya no se detecta ningún efecto en el caudal circulante por el cauce.

Trettin (1994) observó, además, el aumento del caudal base después de las cortas. Schnorbus y Alila (2004) observaron que las cortas a hecho incrementaban la magnitud y frecuencia de los caudales punta. En Abdelnour *et al.* (2011) se constata que existe un incremento lineal del caudal a medida que las cortas a hecho se realizan más cerca de los cauces. Los resultados sugieren que el caudal aumenta linealmente con la superficie cortada a hecho (con porcentajes que varían entre el 2 y el 100% de la superficie de la cuenca), aunque este incremento no es significativo para cortas inferiores al 10% de la superficie de la cuenca. De manera orientativa, la Xunta de Galicia establece un límite máximo de 5 hectáreas para las cortas a hecho en un tiempo (Consellería del Medio Rural y del Mar: ORDEN de 19 de mayo de 2014 por la que se establecen los modelos silvícolas o de gestión forestal orientativos y referentes de buenas prácticas forestales para los distritos forestales de Galicia).

Finalmente, en otros trabajos se apunta que los caminos y vías forestales tienen un impacto mayor en el caudal

que las propias cortas (Jones y Grant, 1996). En este estudio, se observó que la construcción de caminos y vías forestales provocaba un aumento mayor de lo esperado del número de eventos con mayores caudales punta y estos se producían de manera más rápida. A este respecto, Storck *et al.* (1998) evalúan el efecto de la construcción de caminos y vías forestales en los caudales punta e identifican áreas sensibles.

Por otro lado, al aumento de la escorrentía le acompaña el de la erosión del suelo y la emisión de sedimentos y nutrientes (Rothacher, 1970; Megahan y Kidd, 1972; Bormann y Likens, 1979; Troendle, 1983; Van Lear *et al.*, 1985; Beasley *et al.*, 1986; Ursic, 1986; McClurkin *et al.*, 1987; Beasley y Granillo, 1988; Hornbeck *et al.*, 1993; McCulloch y Robinson, 1993; Kraske y Fernández, 1993; Marion y Ursic, 1993; Zhang *et al.*, 2001; Bruijnzeel, 2004; Farley *et al.*, 2005; Sidle y Ochiai, 2006; Waterloo *et al.*, 2007).

La erosión del suelo en el área de corta afecta a su fertilidad física y química (Ebisemiju, 1990). Además del incremento de la sedimentación y turbidez del agua, y de los niveles de nutrientes y contaminantes en el agua, los impactos a distancia se traducen en el aterramiento de los embalses y canales de riego (Vitousek, 1981; Riekerk, 1983; Hopmans *et al.*, 1987; Craswell *et al.*, 1998) y la disminución de la abundancia de peces (Skarbovik, 1993). Asimismo, las vías de saca constituyen importantes fuentes de sedimentos (Trimble y Sartz, 1957; Gilmour, 1971; Douglas *et al.*, 1993). En resumen, investigadores de todo el mundo han encontrado una relación directa entre las cortas y el incremento de sedimentos en suspensión en los ríos (Beschta, 1978; Kasran y Rahim, 1994; Martin y Hornbeck, 1994; Macdonald *et al.*, 2003; Chappell *et al.*, 2004; Gomi *et al.*, 2005; Ide *et al.*, 2009; Basher *et al.*, 2011; Zimmermann *et al.*, 2012), a menudo con efectos a largo plazo (Zhang *et al.*, 2009). Como se ha comentado anteriormente, estos efectos son poco significativos si el porcentaje de la cuenca cortada a hecho es inferior al 10% (Abdelnour *et al.*, 2011). Esta situación se da de manera habitual en el noroeste de la Península Ibérica como consecuencia del minifundismo predominante. Martin y Hornbeck (1994) comprueban cómo la calidad del agua se recupera entre tres y seis años después de las cortas. En general, los estudios de cortas a hecho muestran incrementos significativos en la producción de sedimentos, llegando incluso a multiplicar por

diez la cantidad de sedimentos antes de la corta (Grant y Wolff, 1991; Gomi *et al.*, 2005; Grayson *et al.*, 1993; Cornish, 2001), especialmente si el terreno presenta fuertes pendientes (Walsh *et al.*, 2011). Si no son controladas, las cortas pueden constituir focos dispersos de emisión de sedimentos debido a la reducción de la cubierta vegetal, la exposición directa del suelo, su compactación, etc. (Riley, 1988; Croke *et al.*, 1999b, 2001; Chappell *et al.*, 2004; Sidle *et al.*, 2004). Si se producen lluvias de alta intensidad inmediatamente después de las cortas y existen conexiones ininterrumpidas entre las superficies cortadas y la red de drenaje, los procesos erosivos acelerados pueden originar la emisión de sedimentos a los cauces (Cornish, 2001; Croke y Mockler, 2001; Sidle *et al.*, 2004; Klein *et al.*, 2012).

Asimismo, el aprovechamiento maderero puede contribuir a la aparición de movimientos en masa (Fiksdal, 1974; Swanson y Dyrness, 1975; Swanson y Swanson, 1977; Sidle *et al.*, 1985; Swanston, 1991; Montgomery *et al.*, 2000; Brardinoni *et al.*, 2002; Guthrie, 2002; Jakob *et al.*, 2005; Sidle y Ochiai, 2006). En la mayoría de estos estudios, se demuestra que las cortas a hecho aceleran la aparición de movimientos en masa y flujos hiperconcentrados. Tras su aparición, los movimientos en masa y los flujos hiperconcentrados desencadenan importantes fuerzas destructivas y aportan grandes volúmenes de sedimentos a los ríos (Gomi y Sidle, 2003; Constantine *et al.*, 2005), lo que modifica la estructura de los cauces y los ecosistemas fluviales (Hartman *et al.*, 1996; Gomi *et al.*, 2002; Gomi y Sidle, 2003) y pone en peligro infraestructuras y vidas humanas (Sidle y Chigira, 2004; Sidle y Ochiai, 2006). En Keim y Skaugset (2003) se analiza la relación entre la cubierta forestal y la estabilidad de las laderas, y en Japón, Imaizumi *et al.* (2008) intentan profundizar en el efecto que tienen las cortas a hecho y la regeneración posterior sobre los movimientos en masa y flujos hiperconcentrados.

1.2 Efectos hidrológicos de las plantaciones de eucalipto

Evapotranspiración

Shi *et al.* (2012) revisan los efectos hidrológicos de las plantaciones de eucalipto, resumiendo los efectos de las plantaciones de eucalipto sobre la evapotranspiración y el volumen total de agua producido. Los autores destacan

que las tasas de transpiración dependen, principalmente, del índice de área foliar, la humedad del suelo y la edad del arbolado, decreciendo generalmente con la edad de la masa; la cantidad de agua en las cuencas aumentaba tras las cortas y los incendios, y la escorrentía se reducía de manera significativa durante los 20-30 años tras la plantación o regeneración de la masa a medida que los árboles maduran y se cierra el dosel. Los valores de escorrentía retornan lentamente con la edad a sus valores normales a medida que la espesura y el índice de área foliar se reducen. En definitiva, estos autores observan que las masas jóvenes de eucalipto (hasta los 20-30 años) consumen más agua que las masas de más edad.

En general, las forestaciones y reforestaciones provocan una reducción del volumen total de agua en las cuencas dado el rápido crecimiento de las masas de eucalipto, y las tasas de transpiración se hacen máximas cuando se alcanza la tangencia de copas y la cubierta está completamente cerrada. Las tasas de transpiración son muy variables a lo largo de todo el mundo. Así, en Portugal, David *et al.* (1997) observaron valores de transpiración que van desde los 0.5 mm·día⁻¹ hasta los 3.64 mm·día⁻¹ en una masa madura de *Eucalyptus globulus* durante el período de primavera-verano. En Australia, Myers *et al.* (1998a, b) registraron valores de hasta 8 mm·día⁻¹, dependiendo de si existe limitación de agua en el suelo y de la edad de la plantación. Además, estas tasas de transpiración varían con las estaciones del año y también espacialmente, dependiendo de la posición topográfica (Mitchell *et al.*, 2012). En el noroeste de la Península Ibérica, el estudio de Jiménez *et al.* (2007) en plantaciones de *Eucalyptus globulus* observó una transpiración media diaria de 1.78 litros de agua por individuo lo que suponen 0.21 mm·día⁻¹⁽¹⁾.

Gras *et al.* (1993) estudiaron los efectos de dos tipos de arbolado en la intercepción del agua de lluvia. Como método se eligió el de los balances hídricos en cuencas experimentales establecidas por el CIF de Lourizán. Las cuencas se sitúan en la provincia de Pontevedra. En los Ayuntamientos de Poyo y Combarro, se evaluaron 9,92 hectáreas de eucalipto (*E. globulus*) de 15 años de edad, con densidades de 1.300 a 1.600 pies/ha. Su área basimétrica a la edad mencionada oscilaba entre 18 y 35 m²/ha, mientras que la cuenca del pinar (*P. pinaster*) es-

taba en el Ayuntamiento de Arcos de la Condesa, abarcando una superficie de 6,74 hectáreas con densidades de 318 a 341 pies/ha. A los 33 años de edad el área basimétrica del pinar oscilaba entre 18,5-31,4 m²/ha. Valores que muestran la mayor productividad del eucalipto, pues produce lo mismo en la mitad del tiempo que el *P. pinaster*. Además de mostrar las diferentes producciones de ambas especies, consideradas de crecimiento rápido, se evaluó el porcentaje de intercepción del agua de lluvia por el arbolado, el porcentaje de percolación directa a través de las copas y el porcentaje de escurrimiento cortical. Los resultados muestran que el eucalipto intercepta solo un 6,5% de la precipitación, lo que supone un 10% menos de la que intercepta la copa de los pinos. También observaron que el eucalipto funciona como un buen captador de nieblas. Incrementando un 15,4% la precipitación horizontal, frente a un 11,3% que realiza el pino. Estas características vienen motivadas por la morfología favorable del eucalipto al tener una masa foliar reducida y ser sus ramas y hojas colgantes, por lo que intercepta solo un 15% de la pluviometría. De la precipitación horizontal interceptada, percola al suelo el 78% que discurre por ramas y hojas, con lo que incrementa un 7% mediante el escurrimiento cortical.

Intercepción

Las copas de los árboles interceptan más lluvia que las praderas o cultivos agrícolas y la devuelven a la atmósfera por lo que no llega al suelo ni es utilizada por las plantas ni genera escorrentía. En su revisión de distintos estudios, Shi *et al.* (2012) recogen pérdidas por intercepción para *Eucalyptus grandis* y *E. camaldulensis* que suponen entre el 10 y el 34% de la precipitación y que el porcentaje aumenta con la precipitación anual. La capacidad de intercepción por parte de la cubierta vegetal depende del índice de área foliar (LAI) y, puesto que el LAI en muchas especies de eucalipto es menor que en otras especies forestales, las pérdidas por intercepción también lo son (Xu y Zhang, 2006). Este efecto ha podido comprobarse comparando la intercepción en masas de eucalipto y *Pinus radiata* (William e Ian, 2000). También se ha comprobado que las pérdidas por intercepción dependen de la edad. Langford y O'Shaughnessy (1978) observaron que la intercepción era mayor en plantaciones jóvenes (34 años)

¹ Si bien esta cifra puede considerarse modesta comparativamente con otras fuentes corresponde al período medidos de abril a mediados de octubre y por lo tanto el de menor disponibilidad hídrica además de haberse obtenido de un solo ejercicio.

que en masas maduras de eucalipto (160 años) y Vertessy *et al.* (1998) encuentran un máximo de intercepción a los 30 años (el 26% de la precipitación) que va descendiendo hasta alcanzar un valor del 17% de la precipitación a los 240 años.

Las coníferas en general interceptan más que las frondosas y pueden reducir la precipitación que llega al suelo entre un 20 y un 45% (Gras *et al.*, 1993; van Dijk y Kae-nan, 2007; Calder y Newson, 1979), lo que supone una importante reducción del agua de la cuenca (Calder *et al.*, 2002). La forma, disposición y recubrimiento de las hojas de los eucaliptos reduce la cantidad de lluvia interceptada, registrándose valores de entre el 10 y el 20% (Shi *et al.*, 2012; Huber *et al.*, 2010). Algunos autores sugieren que el pino radiata puede interceptar casi el doble que los eucaliptos (Zhang *et al.*, 2007; Shi *et al.*, 2012).

Uso del agua (WU) / Eficiencia del Uso del agua (WUE)

El amplio establecimiento de plantaciones de eucalipto a lo largo de todo el mundo ha generado mucha preocupación como consecuencia de un posible excesivo uso de agua (Shi *et al.*, 2012). Se ha estudiado el uso del agua por parte de muchas especies de eucalipto y en distintos ambientes repartidos por todo el mundo. La mayoría de los estudios realizados concluye que los bosques usan más agua y en consecuencia producen menos escorrentía y menores caudales a través de los cursos de agua que las áreas cubiertas con cultivos agrícolas, praderas o vegetación arbustiva (Smith, 1987; Heal *et al.*, 2004; Prosser y Polglase, 2006; Scott and Smith, 1997; Little *et al.*, 2009; Fahey y Jackson, 1997, Winkler *et al.*, 2010, Zhang *et al.*, 2012). Webb *et al.* (2007) señalan que los bosques nativos consumen más o menos la misma cantidad de agua que las plantaciones de eucalipto. En India, Calder *et al.* (1993) concluyen que los eucaliptos consumen más agua que los cultivos agrícolas de secano (mijo coracán -*Eleusine coracana*), pero menos que los bosques nativos de *Dalbergia sissoo*, llegando a extraer anualmente hasta 400-450 mm de agua subterránea. Bruijnzeel (2004) señala que cuando las plantaciones se realizan sobre suelos muy degradados que habían perdido su estructura y su capacidad para almacenar agua, la presencia de dichas plantaciones aumenta el flujo de agua en la cuenca y tienen por lo tanto un efecto beneficioso.

Como regla general, se puede decir que en áreas donde

la precipitación es mayor que la evapotranspiración potencial (ETP) los caudales máximos y mínimos disminuyen de manera uniforme al cambiar el uso del suelo desde una pradera a una plantación, en cambio en áreas en donde la precipitación es menor a la ETP, los caudales máximos no sufren cambios, pero los mínimos (períodos secos) se reducen considerablemente.

Ante las controversias acerca del consumo de agua de las plantaciones de eucalipto, Ferraz *et al.* (2013) analizan los conflictos de uso. Considerando como unidad de planificación forestal la cuenca, los autores determinan qué estrategias de gestión promueven la conservación del agua, realizando el análisis a dos escalas: una macro-escala, donde se analiza la disponibilidad hídrica a escala regional, y una meso-escala, donde se contempla la distribución espacial de las plantaciones en el paisaje. Una tercera escala (micro-escala) abordaría la implantación de prácticas de gestión sostenible a escala de rodal. Los escenarios de gestión contemplados quedan definidos por: a) el turno; b) la presencia de bosque natural; c) la gestión de la superficie total como mosaico de plantaciones y bosques naturales; d) el porcentaje de masa extraída en la corta final, y e) la proporción de superficie cortada cada año.

La eficiencia en el uso del agua (WUE) se refiere a la capacidad de un ecosistema para generar biomasa por unidad de agua evapotranspirada. En el caso de las plantaciones suele utilizarse la cantidad de agua evapotranspirada necesaria para producir un m³ de madera. Dvorak (2012) constata que los eucaliptos son muy eficientes en el uso del agua, llegando a consumir 785 litros de agua por kg de biomasa producida, menos de la mitad que la mayoría de cultivos agrícolas. Las especies del género *Eucalyptus* presentan unos valores de WUE semejantes a otras especies de los géneros *Pinus* o *Larix* (Landsberg, 1999) o *Quercus* (Cermák *et al.*, 1991; Jorgensen y Schelde, 2001). Sin embargo, el eucalipto es más eficiente en el uso del agua que especies de los géneros *Betula*, *Salix* o *Alnus* (Lindroth y Cienciala, 1996; Jorgensen y Schelde, 2001).

Efectos de las cortas incluidas las claras

Con respecto a las masas de eucalipto, Langford *et al.* (1982), Cornish (1993), David *et al.* (1994), Cornish y Vertessy (2001) y Watson *et al.* (2001) han estudiado el efecto de las cortas a hecho, cortas por bosquetes y cortas

por entresaca sobre la producción de agua. Por otra parte, Langford (1976), Kuczera (1987), Cornish (1993), Scott y Lesch (1997), Cornish y Vertessy (2001) y Lane y Mackay (2001) han estudiado el efecto de las claras.

Croke *et al.* (1999a) estudian la generación de escorrentía superficial tras las cortas y su redistribución en bosques nativos de eucalipto del sureste de Australia, comparan las aportaciones debidas a la escorrentía superficial de dos zonas de corta y examinan la redistribución de la escorrentía de dichas zonas para un rango de intensidades de precipitación. Los experimentos también cuantifican los cambios en la escorrentía superficial con el tiempo en función de la recuperación del suelo y la vegetación.

En Sudáfrica, Scott y Prinsloo (2008) investigan los efectos a largo plazo de las forestaciones con *Pinus radiata* y *Eucalyptus grandis* sobre los caudales circulantes. El análisis revela que el consumo de agua se reduce con la edad de las plantaciones y que los caudales circulantes se recuperan en cierta medida con el paso del tiempo (a partir de los 30 años en el caso de *Pinus radiata* y a partir de los 15 años en el caso de *Eucalyptus grandis*) debido a las menores tasas de transpiración y menores índices de área foliar de los árboles adultos.

Webb *et al.* (2012) analizan los efectos de las cortas en masas de eucalipto en la carga de sedimentos comprobando que las cortas incrementan dicha carga. Para la realización de estas cortas se aplicaron buenas prácticas de gestión, que incluían el mantenimiento de la vegetación de ribera, la limitación de las cortas a zonas con pendientes inferiores al 30%, el mantenimiento de las masas extramaduras y de hábitats de especial interés, etc. Las cortas supusieron un incremento del volumen de escorrentía que dependía de la superficie cortada, y en algunas cuencas los sedimentos en suspensión aumentaron tras la corta.

Jamshidi *et al.* (2013) analizan la influencia de la precipitación, el suelo y la pendiente en la erosión de cuencas pobladas por masas de eucalipto en Australia. Se demuestra que la pendiente tiene un efecto importante sobre las pérdidas de suelo y que la entresaca pie a pie reduce de manera significativa los fenómenos de erosión tras las cortas.

En España, Fernández *et al.* (2006) realizan un estudio para determinar los cambios en la producción de agua como respuesta a sucesivas alteraciones y actividades de

gestión en una cuenca de *Eucalyptus globulus* del NW de España y analizar los factores que permiten explicar esos cambios, así como buscar evidencias de posibles efectos acumulativos si existen perturbaciones de alta frecuencia. El primer año tras la corta a hecho se midió un incremento significativo del volumen de escorrentía (85% más), especialmente durante el otoño y la primavera. Durante el segundo año, el incremento fue todavía mayor (114%), en este caso, durante el otoño y el invierno principalmente. Durante el tercer año el efecto fue mucho menor y únicamente durante el otoño. A partir del cuarto año, no se midieron diferencias significativas. Los autores indican que la tendencia observada concuerda con lo observado por Langford (1976), Cornish (1993) y Cornish y Vertessy (2001), pero que no se ha observado una reducción del volumen de escorrentía a medida que aumenta la edad de la masa como apuntan Jayasuriya *et al.* (1993), Cornish (1993), Cornish y Vertessy (2001) y Watson *et al.* (2001). Por último, los autores también estudian el efecto de la selección de brotes. Los datos indican un aumento del volumen de escorrentía (47%) durante los tres años siguientes a la selección de brotes, lo que supone una respuesta más acusada que la observada en otras cuencas de eucalipto (p. ej. Ruprecht *et al.*, 1991; Stoneman, 1993; Scott y Lesch, 1997; Lane y Mackay, 2001).

Gras *et al.* (1993) observan cambios muy rápidos en el régimen hidrológico justo después de la corta a hecho de dos cuencas de *Eucalyptus globulus* en la provincia de Pontevedra. El primer año tras la corta se produce una reducción muy importante de la evapotranspiración como consecuencia de la drástica reducción del área foliar. Sin embargo, debido a la extraordinaria capacidad de recuperación del eucalipto, al cabo de muy pocos años (2-3 años) los valores de los parámetros hidrológicos volvieron a ser normales.

David *et al.* (1994) estudian el efecto de las cortas a hecho de *Eucalyptus globulus* en el centro de Portugal. En condiciones climáticas normales, se produce un incremento significativo del caudal únicamente durante el año siguiente a la corta. Por el contrario, en condiciones de extrema sequía no se produce dicho incremento al año siguiente, aunque puede producirse al cabo de dos años si las condiciones de precipitación vuelven a ser normales. A pesar de todo, dado el rápido crecimiento de los rodales, los efectos hidrológicos de las cortas a hecho desaparecen

muy rápidamente (en uno o dos años tras la corta).

En Ben-Hur *et al.* (2011) se analizan los efectos de distintas cubiertas (*Eucalyptus globulus Labill.* y *Pinus pinaster Ait.*) y distintos tipos de perturbaciones sobre la producción y calidad del agua bajo condiciones atlánticas en Pontevedra. En todos los casos se midió de forma continua el caudal de la cuenca, comprobándose que existía un mayor caudal en las cuencas pobladas por eucalipto que en las pobladas por pino, básicamente como consecuencia de un mayor uso de agua (por transpiración y por intercepción) de las masas de pino. Durante los tres años posteriores a la corta a hecho, se observó un aumento significativo del caudal circulante tanto en otoño como en invierno. Asimismo, en los otoños e inviernos siguientes a la corta y la selección de brotes, también se observó el mismo patrón, dejándose de observar el efecto cuatro años después.

1.3. Buenas Prácticas de Gestión Forestal para minimizar impactos sobre el agua

Generalmente, al planificar las cortas se ha buscado maximizar el valor actual neto o el valor del suelo, lo que implica la concentración de las cortas en el espacio para reducir el coste de desplazamiento de la maquinaria. El resultado ha sido un paisaje uniforme, con grandes masas monoespecíficas y coetáneas (Walters y Cox, 2001). No obstante, este riesgo es bastante inverosímil en el NW de la Península Ibérica dada la estructura de la propiedad minifundista imperante.

La percepción social de este tipo de paisajes ha sido negativa, y la creciente preocupación ambiental ha impulsado el desarrollo de medidas para minimizar los impactos de las actividades forestales sobre el agua (Gregory *et al.*, 1991; Gilliam, 1994; Brosowske *et al.*, 1997; Arthur *et al.*, 1998). Estas medidas incluyen la construcción de las vías forestales lejos de los cauces, el drenaje y rehabilitación de los arrastraderos y otras vías de saca, el uso de bandas de vegetación de ribera y restricciones de corta en zonas con fuertes pendientes, en zonas con suelos frágiles y durante las épocas de elevada precipitación (Aust, 1994), y están diseñadas para controlar la erosión y reducir la llegada de sedimentos y otros contaminantes a los cauces (Wallbrink y Croke, 2002).

En los últimos años, se han desarrollado Programas de Buenas Prácticas de Gestión forestal –BMPs (*Best Management Practices*)–, tanto voluntarios como obligato-

rios (Ice *et al.*, 1997), y programas de Gestión Forestal Sostenible que persiguen la conservación del suelo y del agua como uno de los criterios esenciales (MCPFE, 2003; Montréal Process Working Group, 2009). La Iniciativa de Gestión Forestal Sostenible de la American Forest & Paper Association (AF&PA, 2003) contempla restricciones al tamaño de las cortas, distancias mínimas entre las unidades de corta, períodos de exclusión para la corta de zonas adyacentes (*green up intervals*), establecimiento de corredores para la fauna, conservación de las zonas de vegetación ribereña –SMZs (*Stream Management Zones*)– y la aplicación de restricciones de adyacencia. En España, FSC (*Forest Stewardship Council*) recoge estas y otras medidas para asegurar la gestión sostenible de las plantaciones de eucalipto, adaptándose a la especie y selvicultura apropiadas en cada caso.

La consideración de este tipo de restricciones supone grandes dificultades prácticas y logísticas debido al menor tamaño de las unidades de corta y a la dispersión espacial de las mismas, suponiendo, además, reducciones en términos de volumen de madera y valor actual neto (Walters y Cox, 2001). Por otra parte, estas restricciones llevan cambios en el paisaje, como el aumento de las zonas de vegetación de ribera y la fragmentación de las masas, lo que crea heterogeneidad en el paisaje y reduce el caudal punta y la emisión de sedimentos (Azevedo *et al.*, 2005a, 2005b). En el noroeste de la Península Ibérica existe debido al minifundismo un mosaico de edades que ya introduce en cierto modo este tipo de restricciones.

La efectividad de este tipo de medidas ha sido demostrada tanto a escala de parcela (Hornbeck y Reinhart, 1964; Aubertin y Patric, 1974; Karr y Schlosser, 1978; Martin y Pierce, 1980; Lynch *et al.*, 1985; Borg *et al.*, 1988; Norris, 1993; Croke *et al.*, 1999b) como a escala de cuenca (Lynch *et al.*, 1975; Karr y Schlosser, 1978; Lynch *et al.*, 1985; Grayson *et al.*, 1993; Martin y Hornbeck, 1994), dado que minimizan la alteración del suelo y permiten una rápida regeneración de la vegetación que controla la escorrentía superficial y mitiga los efectos adversos de las cortas (Aust y Blinn, 2004). Así, Hornbeck *et al.* (1986) observaron que las cortas a hecho por fajas producían menores impactos que las cortas a hecho continuas, y propusieron reducir el tamaño de las cortas y restaurar el área inmediatamente después de la corta. Pierce *et al.* (1993) concluyeron que las SMZs controlaban el incremento de la turbidez y de la temperatura del

agua en los cauces, y Azevedo *et al.* (2005a) analizaron el efecto de las SMZs a lo largo de cauces permanentes e intermitentes, del tamaño máximo de corta y del período de exclusión para la corta de zonas adyacentes, concluyendo que estas prácticas contribuyen a reducir la cantidad de sedimentos producidos. Martin y Pierce (1980) concluyeron que el mantenimiento de la vegetación de ribera y la realización de las cortas de manera escalonada producía menores pérdidas de suelo, además de reducir la carga de sedimentos y la llegada de otro tipo de contaminantes a los cauces (Binkley y Brown, 1993; Welch *et al.*, 1998).

Arthur *et al.* (1998) analizaron la calidad del agua en dos cuencas con cortas a hecho, en una de las cuales se habían implementado BMPs y en la otra no, concluyendo que el volumen de escorrentía y los sedimentos en suspensión aumentan al realizar las cortas y que este aumento es mayor cuando no se utilizan las BMPs.

Macdonald *et al.* (2003) analizaron los caudales circulantes y los sedimentos en suspensión en tres cuencas de pequeño tamaño en función de distintas medidas de gestión de la zona de ribera durante un período de 6 años (un año antes de las actuaciones y cinco años después).

Wallbrink y Croke (2002) analizaron la efectividad de las BMPs por medio de simuladores de lluvia y del uso de trazadores (¹³⁷Cs). Los resultados demuestran una clara reducción en la producción de sedimentos y su posterior emisión gracias a la consideración de las BMPs, especialmente en lo que se refiere a los sedimentos de mayor tamaño, aunque son poco eficaces en el control de los más finos, reduciéndose, además, los aportes de nitrógeno y fósforo (Wynn *et al.*, 2000).

2. Países prioritarios identificados

Se han analizado trabajos desarrollados en los siguientes países: Argentina, Australia, Brasil, China, Estados Unidos, España, India, Indonesia, Pakistán, Portugal, Ruanda, Sudáfrica, Tasmania, Uruguay y Venezuela. La mayor parte de los trabajos analizados se centran en plantaciones de Australia y Brasil, aunque también existe bastante bibliografía sobre España, Portugal, China, Sudáfrica, India y Argentina y en menor medida Estados Unidos, Pakistán, Ruanda, Indonesia, Venezuela y Uruguay. También existen trabajos aplicables a todo el mundo (por estar realizados en invernadero, por ejemplo), otros que se han llevado a cabo en varios países a la vez o “meta-análisis” que analizan la información a escala global.

3. Metodología y descripción de la bibliografía identificada

Para la búsqueda bibliográfica de los trabajos más relevantes sobre “efecto del eucalipto sobre los recursos hídricos” se han seleccionado las palabras clave del esquema de trabajo (Figura 1) y se han cruzado con “eucalipto” en los principales buscadores bibliográficos (Scopus y Sciedirect). El resultado de la búsqueda ha sido de 155 documentos que abarcan el período 1984-2019 (Figura 2). En la Tabla 1 aparecen los principales términos utilizados y el número de documentos de la bibliografía específica del género *Eucalyptus* que tratan esa sub-área temática.

Fig. 1

Esquema de trabajo y principales términos utilizados en las búsquedas bibliográficas

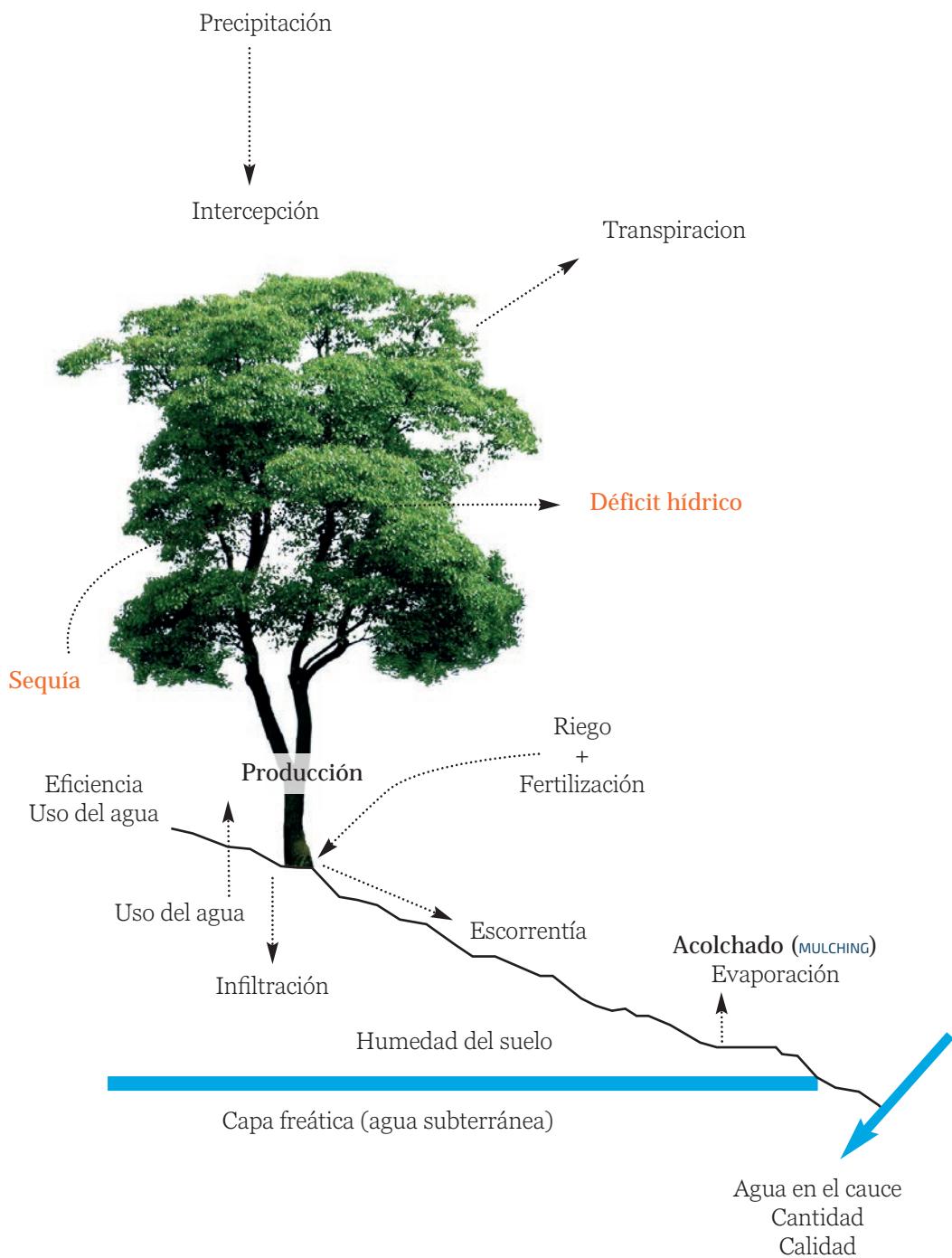


Fig. 2

Número de documentos analizados por año de publicación

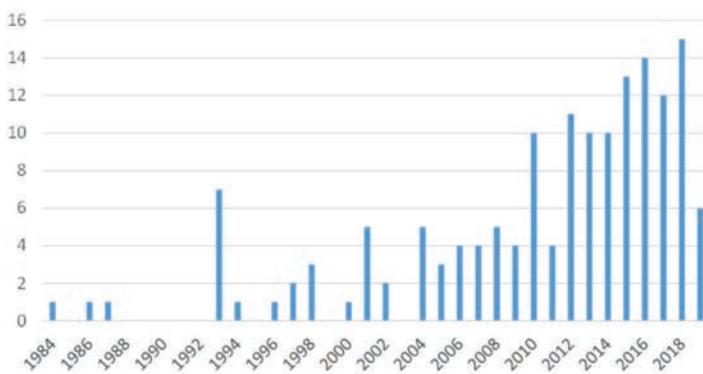


Tabla 1

Principales términos del área temática y número de documentos que la abordan

Temática	Nº documentos en el título	Tratado en el texto
Interception	3	53
Evapotranspiration	8	65
Transpiration	8	93
Water Use Efficiency (WUE)	9	29
Runoff	4	79
Water yield	5	45
Infiltration	0	3
Water use	26	81
Flow/streamflow/Water flow/Low flows/Peak flows	12	54
Water stress	0	14
Water deficit	0	10
Ater regime	1	5
Mulch/mulching	7	7
Ater table	2	6
Water balance	1	21
Water budget	1	11
Drought	8	30
Water uptake	1	2
Water resources	3	19

No hemos contactado con personas de terceros países para obtener bibliografía gris. La cantidad de artículos y otros documentos científicos analizados ha sido ingente (hay que tener en cuenta que se ha trabajado con más de

300 referencias bibliográficas, aunque finalmente sólo se han utilizado 288), por lo que nos hemos centrado en ellos. Asumimos que los resultados más relevantes de la bibliografía gris deberían estar publicados en artículos del JCR.

4. Listado de la bibliografía identificada

En el apartado 8 se recogen todas las referencias identificadas que proporcionan información útil para el área temática, tanto si corresponden específicamente al género *Eucalyptus* como si describen efectos generales de las plantaciones en el ciclo hidrológico. Se han descartado todas aquellas referencias analizadas y que finalmente no han proporcionado información relevante para esta área temática.

En el Anexo 4 se recogen parametrizadas todas las referencias analizadas que suman un total de 288 referencias, de las que 147 están directamente relacionadas con el género *Eucalyptus* y el resto sirven, de una u otra manera para: a) establecer un marco general de comportamiento de las plantaciones y su incidencia en el ciclo hidrológico o b) poder establecer comparaciones con otros géneros que sirvan de referencia.

5. Principales conclusiones y su vinculación con los parámetros de gestión/desarrollo rural identificados de relevancia para el área temática concreta

En el apartado 1 se han ido presentando las principales conclusiones sobre las que existe un considerable grado de consenso entre la comunidad científica, tanto del área temática como de cada una de las sub-áreas en las que se ha dividido el estudio. En este apartado sólo se presentan las conclusiones relacionadas con los parámetros de gestión y desarrollo rural.

Muchos trabajos hacen referencia a la escala de rodal/plantación, pero otros muchos analizan la situación a escala de cuenca hidrológica. Puntualmente, existen trabajos que trabajan a escala de árbol individual o se realizan estudios de invernadero (esta última escala carece de interés para el presente trabajo, por lo que muchos de los trabajos encontrados se han descartado finalmente en el apartado de bibliografía identificada).

Algunos trabajos se centran en plantaciones de turno corto -incluso turnos muy cortos para aprovechamiento de biomasa poco habituales en España-, lo que debe ser tenido en cuenta pues, por ejemplo, la evapotranspiración y el consumo de agua son significativamente mayores que en los turnos medios y largos.

Algunos trabajos abordan el efecto de la realización de

claras, especialmente en lo que se refiere a consumo de agua y producción de escorrentía. Fernández *et al.* (2006) también analizan cómo afecta la selección de brotes en la escorrentía producida por la cuenca. Es importante tener en cuenta que este tipo de operaciones selvícolas no es habitual en España, pero sus efectos pueden ayudar a entender cómo utiliza la especie

Existe mucha diversidad de especies analizadas en los trabajos, y en muchos casos los resultados obtenidos podrían no ser extrapolables al *E. globulus* puesto que el comportamiento de dichas especies es completamente diferente. También hay que tener en cuenta que en algunos casos se utilizan clones específicos, híbridos o mezclas de varias especies. La diversidad de comportamientos dentro del género *Eucalyptus* es muy grande, por lo que hay que manejar con precaución los resultados obtenidos para una especie y no trasladarlos directamente a otras especies distintas.

Por último, varios trabajos abordan la fertilización (tanto N como P y K) y su relación con la resistencia a la sequía y el uso del agua y su eficiencia. En los casos en los que se realicen fertilizaciones habrá que tener en cuenta que los valores de muchos de los parámetros analizados se verán afectados por dicha fertilización.

Un aspecto importante del análisis bibliográfico realizado es la necesidad de ser contextualizado a las condiciones fisiográfico-edáfico-climáticas de la especie en el NW ibérico. Igualmente, es preciso considerar alternativas de uso del suelo a las plantaciones de eucalipto, a fin de enmarcar mejor los valores cuantitativos de los distintos procesos hidrológicos revisados. Considerando estas premisas se presentan las siguientes conclusiones dentro de los diferentes ámbitos temáticos en los que se subdividen los efectos hidrológicos de los bosques.

Intercep(TA)ción

Los estudios revisados ponen de manifiesto que las plantaciones de eucalipto, por lo general, presentan menores valores de intercep(TA)ción que otras plantaciones y formaciones forestales similares con las que comparten el territorio. La disposición vertical de sus hojas y la escasa rugosidad de su corteza contribuyen decisivamente a este hecho generando mayor transcolación y escorrentía cortical respectivamente. Los valores de intercep(TA)ción encontrados en la bibliografía se encuentran en el rango del 15%, frente a los promedios del 20-30% (o incluso mayores) reportados para coníferas como el pino marí-

timo o insigne, alternativas más comunes al eucalipto en España. Incluso los bosques atlánticos de quercíneas presentan mayores rangos promedio de intercepción anual (Vincke *et al.*, 2005). Este mayor input de agua al suelo puede suponer unos 175 mm más de precipitación neta al año en las pluviometrías típicas del Norte peninsular (Gras *et al.*, 1993) y puede contrarrestar sus mayores tasas de transpiración (ver siguiente punto). No obstante, también se ha constatado que la evaporación del suelo es mayor en el eucalipto, posiblemente por una mayor porosidad de copas y por tanto una mayor radiación solar incidente sobre el suelo. La capacidad de filtrar precipitación horizontal en base a su elevada altura y disposición de las hojas no ha sido suficientemente estudiada hasta la fecha mereciendo una mayor atención.

Transpiración

Respecto al consumo de agua por las plantaciones de eucalipto, hay suficiente evidencia como para acotar el rango por su límite superior en torno a los 2 mm/día como media anual. No obstante, este umbral puede ser muy superior cuando el árbol tiene acceso al agua subterránea, lo cual no es la situación más común en el N y NW español, donde el eucalipto crece sobre laderas de monte con poco espesor de suelo (Fernández *et al.* 2006 y Pérez-Cruzado *et al.* 2011), normalmente inferiores al metro. Además, debe recordarse la superficialidad de las raíces de esta especie a diferencia de otras (*E. camaldulensis*). Hay muy pocos estudios sobre transpiración de *Eucalyptus globulus* en las plantaciones españolas. Gras *et al.* (1993) mediante métodos de balance hídrico de cuenca reportaron unos 1000-1100 mm/año en varias cuencas pontevedresas, lo que daría un consumo diario cercano a los 3 mm. A falta de más estudios específicos de transpiración en el caso español, sí puede decirse que el consumo de las plantaciones de eucalipto no parece en absoluto desproporcionado si se compara con otras especies alternativas. Por ejemplo, Benyon y Doody (2015) concluyen que no hay diferencias en transpiración entre pino radita y eucalipto en 18 zonas examinadas en el SE australiano, algunas de ellos con monitorización durante más de cinco años. Similar conclusión sacan Gras *et al.* (1993) para el caso gallego con pino marítimo. Como cabe esperar, si la comparación se hace con otros usos del suelo como los pastizales, el uso de agua de las plantaciones es del orden de un 20% superior (según simulaciones de Rodríguez

Suárez *et al.* (2014) en masas españolas). Respecto al contacto con capa freática, se han reportado valores para vegetación arbórea de ribera en Barcelona (P: 572 mm, T: 13.3 °C) de 666 mm/año o 1.82 mm/día (Poblador *et al.*, 2019). También los bosques atlánticos de quercíneas presentan menores consumos de agua (Vincke *et al.*, 2005).

No obstante, un aspecto importante a considerar en estudios de la especie a realizar en el contexto español es el consumo de agua de las plantaciones en los períodos de estrés hídrico estival. Los valores máximos de transpiración de eucalipto encontrados en la bibliografía (4-7 mm/día y entre 50-100 litros/árbol y día) están muy asociados a días de la estación vegetativa y el verano con alto déficit de presión de vapor y suficiente humedad edáfica. Sin embargo, las áreas cantábrica y atlántica de la Península Ibérica no están exentas de sequías estivales moderadas que podrían afectar notablemente al consumo de agua del eucalipto (máxime si vegeta sobre suelos arenosos graníticos de poco espesor y poca capacidad de retención de agua). En este sentido, se ha constatado una relación lineal de la transpiración del eucalipto con la sequía edáfica, lo que implica un mayor cierre de estomas con mayor estrés hídrico y consumos de agua de entre un 50 y un 70% menos con potenciales hídricos al alba de alrededor de -1 MPa (O'Grady *et al.*, 2008), haciendo pensar que se trata de una especie de comportamiento isohídrico y por tanto conservadora en períodos de escasez de agua. Esto es aún más importante en un contexto de mediterraneización del clima oceánico propio del N-NW español.

Otro aspecto interesante en el uso de agua de las plantaciones es la sensibilidad a los tratamientos selvícolas, como por ejemplo el de selección de brotes (Drake *et al.*, 2012). Así, la transpiración media de una masa control (2.6 mm/día) disminuyó un 77%, un 64% y un 45% al reducir la densidad a 100, 250 y 600 pies/ha respectivamente (Medhurst *et al.*, 2002), lo que también abre preguntas sobre la respuesta potencial de las plantaciones de eucalipto a la selvicultura que se aplica o se puede aplicar en el N y NW de España. Las tasas máximas de transpiración se alcanzan antes de los 10 años y se estabilizan o incluso decrecen levemente a partir de esta edad. El índice de área foliar se correlaciona bien con el uso de agua de la plantación (Forrester *et al.*, 2010).

Caudales

Los efectos en los caudales de las plantaciones de eucalipto han sido objeto de un intenso debate en algunos países del hemisferio Sur y se entiende que hay un efecto negativo, aunque no siempre (Dresel et al 2018). Los escasos estudios disponibles en España, también apuntan en esta dirección, si bien también indican que hay una sensibilidad muy alta del caudal a perturbaciones (fuego, plagas, etc.), tratamientos selvícolas y a la presencia de especies en el sub-vuelo como Acacia, que llegan a tener un comportamiento de gasto de agua muy acusado (superior al 27% del gasto de agua total del bosque, algo que también se ha observado en el SE australiano, Pfautsch *et al.*, 2010). Como ya se ha indicado, es preciso indicar que en muchas zonas plantadas con eucalipto en el N-NW español, los suelos no alcanzan las profundidades reportadas en otros estudios disponibles para la especie (Dresel et al 2018, >8m), lo que indicaría que el eucalipto tiene un comportamiento consumtivo relativamente menor y corroboraría que la variabilidad de la lluvia es la principal responsable de la variación encontrada en el caudal en cuencas plantadas con eucalipto (Fernández *et al.*, 2005).

Respecto a la calidad del agua, el trabajo de Gras *et al.*, (1993) en tres cuencas gallegas demuestra un balance positivo para todos los parámetros y nutrientes considerados, lo que demuestra que el eucaliptal funciona dentro de lo esperado para un ecosistema forestal, donde los caudales son fundamentalmente oligotróficos. Por contra, las perturbaciones como los incendios forestales invierten este patrón.

Recarga de la humedad del subsuelo

(groundwater recharge)

Los estudios revisados denotan que las plantaciones forestales contribuyen más a la infiltración que otras formaciones como los pastizales permanentes, si bien este efecto no tiene repercusión en la recarga de acuíferos dado el mayor uso de agua que hacen. De hecho, estudios realizados en zonas relativamente llanas de Galicia, constatan una reducción de los niveles freáticos a medida que la plantación ocupa el espacio disponible (Rodríguez Suárez *et al.*, 2011). No obstante, sería conveniente estudiar cómo la menor interceptación del eucaliptal, unida a una baja tasa de transpiración en los meses otoñales e invernales (que es cuando hay mayor precipitación), podría estar contribuyendo a una mayor recarga estacional en comparación con otras especies. Si esta agua se mueve

por gravedad (plantaciones en ladera) fuera del alcance de las raíces en el periodo vegetativo, podrían observarse algunos patrones interesantes.

6. Lagunas temáticas y geográficas identificadas y posibles proyectos de investigación para cubrirlas

A pesar de la abundancia de trabajos que tratan las distintas sub-áreas temáticas en el género *Eucalyptus*. El principal problema reside en que hay muchas especies de este género que no tienen un comportamiento similar a *E. globulus*, por lo que dichos trabajos no son extrapolables para esta especie.

Otra restricción importante desde la perspectiva climática constituye el hecho que en la mayoría de investigaciones analizadas las condiciones climáticas son muy diferentes a las del noroeste de la Península Ibérica (precipitación anual, distribución de precipitaciones a lo largo del año, rango de temperatura anual, sequía/intensidad de la sequía). En algunos casos, los trabajos se realizan en zonas de “clima mediterráneo”, pero con unas características diferentes a las existentes por ejemplo en el NW ibérico (con una influencia atlántica muy importante).

De la revisión bibliográfica realizada se desprende que existe un conocimiento general del comportamiento del género *Eucalyptus* adecuado, si bien resulta necesario profundizar mucho más en el conocimiento específico sobre los efectos hídricos de los cultivos de *E. globulus* en el NW de Península Ibérica. En concreto, sería conveniente establecer parcelas permanentes para medir los distintos parámetros hidrológicos durante series de años suficientes para entender cómo varían en función de la precipitación anual, la distribución anual de precipitaciones y la presencia o ausencia de sequías estivales. Es importante analizar la evolución de esos valores con la edad de la plantación y el número de rebrote para poder optimizar el uso del agua y la producción de madera (o biomasa en general) a lo largo del ciclo productivo.

Además, en el caso de Galicia, sería interesante analizar el efecto que tienen las precipitaciones horizontales (Braojos, 2015) y cómo los eucaliptos pueden aprovecharlas (incrementando de esta manera la cantidad de agua disponible).

Se describe brevemente el proyecto más prioritario

(Anexo 6, A-6) que se incluye en este proyecto en el área de recursos hídricos. La imbricada interrelación entre los distintos procesos hidrológicos y de producción primaria en un ecosistema forestal, aboga por estudios que contemplen todos estos procesos de una forma integrada, y no sólo atiendan a aspectos parciales que adolezcan de falta de representatividad espacio-temporal y dejen procesos ecosistémicos importantes de lado. Bajo esta interpretación, la propuesta de investigación que se hace desde aquí es la de identificar/adaptar modelos basados en procesos del ámbito eco-hidrológico que puedan funcionar tanto de forma agregada como distribuida dependiendo de los objetivos más o menos aplicados con los que se quiera abordar la investigación. Para parametrizar, calibrar y validar correctamente estos modelos, es precisa la experimentación en campo, de modo que se instrumentalicen cuencas piloto, representativas, donde se midan variables clave de tales procesos eco-hidrológicos. Estas variables, obtenidas ya sea mediante instrumentación in-situ o mediante imágenes espectrales, deberán tener registros suficientemente largos en el tiempo (2-4 años) antes de que los modelos puedan ser aplicables. Con los modelos validados, se pueden resolver cuestiones de selvicultura, cambio climático y otros muchos aspectos adicionales desde una perspectiva espacio-temporal y a escalas que van desde la parcela al territorio. Es decir, los procesos hidrológicos (uso del agua, recarga de acuíferos, caudales de estiaje, etc.), de producción primaria (crecimiento, almacenamiento de carbono, etc.), perturbaciones (fuego, sequías, etc.) y procesos antrópicos (gestión forestal) pueden ser ensamblados simultáneamente e incorporados a herramientas de apoyo a la decisión que permitan tomar medidas selvícolas con un abanico amplio de opciones, efectos e impactos en los distintos procesos, que al final, son los que producen los servicios ecosistémicos.

En el Anexo 6 se incluyen los distintos proyectos que podrían permitir dar respuesta a los gaps más relevantes mencionados en relación a los efectos en diferentes ámbitos identificados en este proyecto - recursos hídricos, suelos, biodiversidad, incendios o desarrollo rural - de las plantaciones de eucalipto en la Península Ibérica.

7. Conclusiones

Existen dos aspectos fundamentales que se concluyen del trabajo de revisión bibliográfica realizada. El primero, en un contexto puramente hidrológico, es que las plantaciones de eucalipto no suponen aumentos desproporcionados del consumo de agua si se comparan con otras formaciones forestales que pudieran constituir una alternativa viable en condiciones estacionales comparables tales como el bosque atlántico o las plantaciones de coníferas. La bibliografía ha comparado con frecuencia usos forestales respecto a pasizales, lo que sí genera diferencias importantes en caudales y recarga de acuíferos.

La segunda conclusión, en un contexto técnico-científico, es la marcada ausencia de estudios eco-hidrológicos en España en una especie con la importancia económica y la representatividad que tiene el eucalipto. Muchas otras especies españolas de menor importancia y representatividad han recibido mucha mayor atención. La falta de información y trabajos que focalicen la cuantificación de los distintos procesos hidrológicos según condiciones de estación, climáticas y, sobre todo, de gestión forestal no dejan de ser sorprendentes. Por ejemplo, apenas existen trabajos de medida de la transpiración en eucaliptales y, si los hay, están fundamentalmente en forma de literatura gris. Este vacío es fuente de interpretaciones sesgadas e infundadas cuando se habla de relaciones eucalipto-agua en determinados foros.

8. Bibliografía

- Abdelnour, A., Stieglitz, M., Pan, F., & McKane, R. (2011). *Catchment hydrological responses to forest harvest amount and spatial pattern*. *Water Resources Research*, 47(9), 1–18.
<https://doi.org/10.1029/2010WR010165>
- Adelana, S. M., Dresel, P. E., Hekmeijer, P., Zydor, H., Webb, J. A., Reynolds, M., & Ryan, M. (2015). *A comparison of streamflow, salt and water balances in adjacent farmland and forest catchments in south-western Victoria, Australia*. *Hydrological Processes*, 29(6), 1630–1643. <https://doi.org/10.1002/hyp.10281>
- AF&PA. (2003). *Sustainable Forestry Initiative: A Good Sign Somebody Cares*. Eighth Annual Progress Report, AF&PA. Washington DC.
- Afzal, S., Nawaz, M. F., Siddiqui, M. T., & Aslam, Z. (2018). *Comparative study on water use efficiency between introduced species (*Eucalyptus camaldulensis*) and indigenous species (*Tamarix aphylla*) on marginal sandy lands of Noorpur thal*. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 55(1), 127–135. <https://doi.org/10.21162/PAKJAS/18.6626>
- Albaugh, J. M., Dye, P. J., & King, J. S. (2013). *Eucalyptus and Water Use in South Africa*. *International Journal of Forestry Research*, 2013, 1–11. <https://doi:10.1155/2013/852540>
- Alcorn, P. J., Forrester, D. I., Thomas, D. S., James, R., Smith, R. G. B., Nicotra, A. B., & Bauhus, J. (2013). *Changes in whole-tree water use following live-crown pruning in young plantation-grown *Eucalyptus pilularis* and *Eucalyptus cloeziana**. *Forests*, 4(1), 106–121. <https://doi.org/10.3390/f4010106>
- Almeida, A. C., Soares, J. V., Landsberg, J. J., & Rezende, G. D. (2007). *Growth and water balance of *Eucalyptus grandis* hybrid plantations in Brazil during a rotation for pulp production*. *Forest Ecology and Management*, 251(1–2), 10–21. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.009>
- Almeida, A. Q., Ribeiro, A., & Leite, F. P. (2013). *Modelagem do balanço hídrico em microbacia cultivada com plantio comercial de *Eucalyptus grandis* x *urophylla* no leste de Minas Gerais, Brasil*. *Revista Árvore*, 37(3), 547–556. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622013000300018>
- Almeida, A. C., Smethurst, P. J., Siggins, A., Cavalcante, R. B. L., & Borges, N. (2016). *Quantifying the effects of *Eucalyptus* plantations and management on water resources at plot and catchment scales*. *Hydrological Processes*, 30(25), 4687–4703. <https://doi.org/10.1002/hyp.10992>
- Alvarez-Garreton, C., Lara, A., Boisier, J. P., & Galleguillos, M. (2019). *The Impacts of Native Forests and Forest Plantation on Water Supply in Chile*. *Forests*, 10(6), 473.
<https://doi.org/10.3390/f10060473>
- Amazonas, N. T., Forrester, D. I., Oliveira, R. S., & Brancalion, P. H. S. (2018). *Combining *Eucalyptus* wood production with the recovery of native tree diversity in mixed plantings: Implications for water use and availability*. *Forest Ecology and Management*, 418(December 2017), 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.006>
- Anderson, H. W., & Hobba, R. L. (1959). *Forests and floods in the northwestern United States*. IAHS Publ., 48, 30–39.
- Arcova, F. C. S., Ranzini, M., & de Cicco, V. (2018). *Partitioning of rainfall in experimental plantations of *Eucalyptus urophylla* and *Pinus elliottii**. *Floresta*, 48(3), 383–392. <https://doi.org/10.5380/rf.v48i3.55492>
- Ares, A., & Fownes, J. H. (2000). *Productivity, nutrient and water-use efficiency of *Eucalyptus saligna* and *Toona ciliata* in Hawaii*. *Forest Ecology and Management*, 139(1–3), 227–236.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00270-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00270-X)
- Arthur, M. A., Coltharp, G. B., & Brown, D. L. (1998). *Effects of Best Management Practices on Forest Streamwater Quality in Eastern Kentucky*. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(3), 481–495.
- Aubertin, G. M., & Patric, J. H. (1974). *Water quality after clearcutting a small watershed in West Virginia*. *Journal of Environmental Quality*, 3(3), 243–249.
- Aust, W. M. (1994). *Best Management Practices for forested wetlands in the southern appalachian region*. *Water, Air, & Soil Pollution*, 77, 457–468.

- Aust, W. M., & Blinn, C. R. (2004). *Forestry Best Management Practices for timber harvesting and site preparation in the eastern United States: An overview of water quality and productivity research during the past 20 years (1982-2002)*. Water, Air, & Soil Pollution: Focus, 4(1), 5–36. <https://doi.org/10.1023/B:WAFO.0000012828.33069.f6>
- Azevedo, J. C., Wu, X. Ben, Messina, M. G., & Fisher, R. F. (2005). *Assessment of Sustainability in Intensively Managed Forested Landscapes: A Case Study in Eastern Texas*. Forest Science, 51(4), 321–333.
- Azevedo, J. C., Williams, J. R., Messina, M. G., & Fisher, R. F. (2005). *Impacts of the sustainable forestry initiative landscape level measures on hydrological processes*. Water Resources Management, 19(2), 95–110.
- Basher, L. R., Hicks, D. M., Clapp, B., & Hewitt, T. (2011). *Sediment yield response to large storm events and forest harvesting, Motueka River, New Zealand*. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 45, 333–356.
- Battie-Laclau, P., Laclau, J. P., Domec, J. C., Christina, M., Bouillet, J. P., de Cassia Piccolo, M., Nouvellon, Y. (2014). *Effects of potassium and sodium supply on drought-adaptive mechanisms in *Eucalyptus grandis* plantations*. New Phytologist, 203(2), 401–413. <https://doi.org/10.1111/nph.12810>
- Battie-Laclau, P., Delgado-Rojas, J. S., Christina, M., Nouvellon, Y., Bouillet, J. P., Piccolo, M. de C., Laclau, J. P. (2016). *Potassium fertilization increases water-use efficiency for stem biomass production without affecting intrinsic water-use efficiency in *Eucalyptus grandis* plantations*. Forest Ecology and Management, 364, 77–89. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.01.004>
- Beasley, R. S., Granillo, A. B., & Zilmer, V. (1986). *Sediment losses from forest management: mechanical vs. chemical site preparation after clearcutting*. Journal of Environmental Quality, 15(4), 413–416.
- Beasley, R. S., & Granillo, A. B. (1988). *Sediment and water yields from managed forests on flat coastal plain sites*. Water Resources Bulletin, 24(2), 361–388.
- Ben-Hur, M., Fernández, C., Sarkkola, S., & Santamarta Cerezal, J. C. (2011). *Overland Flow, Soil Erosion and Stream Water Quality in Forest Under Different Perturbations and Climate Conditions*. In M. Bredemeier, S. Cohen, D. L. Godbold, E. Lode, V. Pichler, & P. Schleppi (Eds.), *Forest Management and the Water Cycle: An Ecosystem-Based approach* (pp. 263–289). <https://doi.org/10.1007/978-90-481-9834-4>
- Benyon, R., Haydon, S., Vertessy, R., Hatton, T., Kuczera, G., Feikema, P., Kilinc, M. (2010). *Impacts of fire on forest age and runoff in mountain ash forests*. Functional Plant Biology, 37(12), 483–492. <https://doi.org/10.1071/FPv37n12retract>
- Benyon, R. G., & Doody, T. M. (2015). *Comparison of interception, forest floor evaporation and transpiration in *Pinus radiata* and *Eucalyptus globulus* plantations*. Hydrological Processes, 29(6), 1173–1187. <https://doi.org/10.1002/hyp.10237>
- Benyon, R. G., Nolan, R. H., Hawthorn, S. N. D., & Lane, P. N. J. (2017). *Stand-level variation in evapotranspiration in non-water-limited eucalypt forests*. Journal of Hydrology, 551, 233–244. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.06.002>
- Berris, S. N., & Harr, R. D. (1987). *Comparative snow accumulation and melt during rainfall in forested and clear-cut plots in the Western Cascades of Oregon*. Water Resources Research, 23(1), 135–142. <https://doi.org/10.1029/WR023i001p00135>
- Beschta, R. L. (1978). *Long-term patterns of sediment production following road construction and logging in the Oregon Coast Range*. Water Resources Research, 14(6), 1011–1016.
- Binkley, D., & Brown, T. C. (1993). *Forest sources as non-point sources of pollution in North America*. Water Resources Bulletin, 29, 729–740.
- Binkley, D., Campoe, O. C., Alvares, C., Carneiro, R. L., Cegatta, I., & Stape, J. L. (2017). *The interactions of climate, spacing and genetics on clonal *Eucalyptus* plantations across Brazil and Uruguay*. Forest Ecology and Management, 405(September), 271–283. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.050>
- Bleby, T. M., Colquhoun, I. J., & Adams, M. A. (2012). *Hydraulic traits and water use of *Eucalyptus* on restored versus natural sites in a seasonally dry forest in southwestern Australia*. Forest Ecology and Management, 274, 58–66. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.029>

- Borg, H., Hordacre, A., & Batini, F. (1988). *Effects of logging in stream and river buffers on watercourses and water quality in the southern forests of western Australia*. Australian Forestry, 51(2), 98–105.
- Bormann, F. H., & Likens, G. E. (1979). *Pattern and process in a forested ecosystem*. New York: Springer-Verlag.
- Bosch, J. M., & Hewlett, J. D. (1982). *A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration*. Journal of Hydrology, 55, 3–23.
- Bowling, L. C., Storck, P., & Lettenmaier, D. P. (2000). *Hydrologic effects of logging in western Washington, United States*. Water Resources Research, 36(11), 3223–3240. <https://doi.org/10.1029/2000WR900138>
- Brajos, J. J. (2015): *La nube, el pino y la otra lluvia: Una metodología para evaluar el potencial de captación de agua de niebla y su aprovechamiento: natural o artificial*. Consejo Insular de Aguas de Tenerife.
- Brardinoni, F., Hassan, M. A., & Slaymaker, H. O. (2002). *Complex mass wasting response of drainage basins to forest management in coastal British Columbia*. Geomorphology, 49, 109–124.
- Bren, L., Lane, P., & Hepworth, G. (2010). *Longer-term water use of native eucalyptus forest after logging and regeneration: The Coranderrk experiment*. Journal of Hydrology, 384(1–2), 52–64.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.007>
- Brogna, D., Vincke, C., Brostaux, Y., Soyeurt, H., Dufrêne, M., & Dendoncker, N. (2017). *How does forest cover impact water flows and ecosystem services? Insights from “real-life” catchments in Wallonia (Belgium)*. Ecological Indicators, 72, 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.011>
- Brosofske, K. D., Chen, J., Naiman, R. J., & Franklin, J. F. (1997). *Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in Western Washington*. Ecological Applications, 7(4), 1188–1200.
- Bruijnzeel, L. A. (2004). *Hydrological funtions of tropical forests: not seeing the soil for the trees?* Agriculture, Ecosystems & Environment, 104(1), 185–228. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.015>
- Buckley, T. N., Turnbull, T. L., Pfautsch, S., Gharun, M., & Adams, M. A. (2012). *Differences in water use between mature and post-fire regrowth stands of subalpine *Eucalyptus delegatensis* R. Baker*. Forest Ecology and Management, 270, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.008>
- Cabral, O. M. R., Rocha, H. R., Gash, J. H. C., Ligo, M. A. V., Freitas, H. C., & Tatsch, J. D. (2010). *The energy and water balance of a *Eucalyptus* plantation in southeast Brazil*. Journal of Hydrology, 388(3–4), 208–216. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.04.041>
- Calder, I. R., & Newson, M. D. (1979). *Land use and upland water resources in Britain –a strategic look*. Water Resources Bulletin, 16, 1628–1639.
- Calder, I. R. (1986). *Water use of eucalypts - A review with special reference to South India*. Agricultural Water Management, 11(3–4), 333–342. [https://doi.org/10.1016/0378-3774\(86\)90049-1](https://doi.org/10.1016/0378-3774(86)90049-1)
- Calder, I. R., Hall, R. L., & Prasanna, K. T. (1993). *Hydrological impact of *Eucalyptus* plantation in India*. Journal of Hydrology, 150(2–4), 635–648. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90129-W](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90129-W)
- Calder, I. R., Rosier, P. T. W., Prasanna, K. T., & Parameswarappa, S. (1997). *Eucalyptus water use greater than rainfall input.pdf*. Hydrology and Earth System Sciences, Vol. 1, pp. 249–256.
- Calder, I., Reid, I., Nisbet, T., Armstrong, A., & Green, J. (2002). *Study of the potential impacts on water resources of proposed afforestation*. In Trees and Drought Project on Lowland England -TaDPoLE.
- Calder, I. R., Nisbet, T., & Harrison, J. A. (2009). *An evaluation of the impacts of energy tree plantations on water resources in the United Kingdom under present and future UKCIP02 climate scenarios*. Water Resources Research, 45(7). <https://doi.org/10.1029/2007WR006657>
- Cermák, J., Kucera, J., & Stepankova, M. (1991). *Water consumption of full-grown oak (*Quercus robur* L.) in a floodplain forest after the cessation of flooding*. In M. Penka, M. Vyskot, E. Klímo, & F. Vasicek (Eds.), *Floodplain forest ecosystem II. vol. 15b, development in agriculture and management forest ecology* (pp. 397–417). Amsterdam, Oxford, New York, Tokio: Elsevier.
- Chang, M., Roth, F. A., & Hunt, E. V. (1982). *Sediment production under various forest-site conditions*. Recent Developments in the Explanation and Prediction of Erosion and Sediment Yield, 1372(137), 13–22. IAHS Publication.

- Chappell, N. A., Douglas, I., Hanapi, J. M., & Tych, W. (2004). *Sources of suspended sediment within a tropical catchment recovering from selective logging*. Hydrological Processes, 18(4), 685–701. <https://doi.org/10.1002/hyp.1263>
- Chen, Z. M., & He, M. (1991). *Studies on the utility of forest hydrology using a catchment model*. Proceedings of the Symposium on Hydrological Interactions between Atmosphere, Soil and Vegetation, 345–358. Vienna, Austria: IAHS Publication.
- Chistner, I. R., & Harr, R. D. (1982). *Peak stream flows from the transient snow zone, western Cascades, Oregon*. In Bernard Shafer (Ed.), Proceedings of the 50th Western Snow Conference (pp. 27–38). Fort Collins, Colorado.
- Christina, M., Le Maire, G., Battie-Laclau, P., Nouvellon, Y., Bouillet, J. P., Jourdan, C., Laclau, J. P. (2015). *Measured and modeled interactive effects of potassium deficiency and water deficit on gross primary productivity and light-use efficiency in Eucalyptus grandis plantations*. Global Change Biology, 21(5), 2022–2039. <https://doi.org/10.1111/gcb.12817>
- Christina, M., Nouvellon, Y., Laclau, J. P., Stape, J. L., Bouillet, J. P., Lambais, G. R., & le Maire, G. (2017). *Importance of deep water uptake in tropical eucalypt forest*. Functional Ecology, 31(2), 509–519. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12727>
- Christina, M., le Maire, G., Nouvellon, Y., Vezy, R., Bordon, B., Battie-Laclau, P., Laclau, J. P. (2018). *Simulating the effects of different potassium and water supply regimes on soil water content and water table depth over a rotation of a tropical Eucalyptus grandis plantation*. Forest Ecology and Management, 418 (August 2017), 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.048>
- Chu, S., Ouyang, J., Liao, D., Zhou, Y., Liu, S., Shen, D., Zeng, S. (2019). *Effects of enriched planting of native tree species on surface water flow, sediment, and nutrient losses in a Eucalyptus plantation forest in southern China*. Science of the Total Environment, 675, 224–234. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.214>
- Constantine, J. a., Pasternack, G. B., & Johnson, M. L. (2005). *Logging effects on sediment flux observed in a pollen-based record of overbank deposition in a northern California catchment*. Earth Surface Processes and Landforms, 30(7), 813–821. <https://doi.org/10.1002/esp.1190>
- Cornish, P. M. M. (1993). *The effects of logging and forest regeneration on water yields in a moist eucalypt forest in New South Wales, Australia*. Journal of Hydrology, 150(2–4), 301–322. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90114-O](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90114-O)
- Cornish, P. M. M., & Vertessy, R. A. (2001). *Forest age-induced changes in evapotranspiration and water yield in a eucalypt forest*. Journal of Hydrology, 242(1–2), 43–63. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00384-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00384-X)
- Cosandey, C. (1993). *Conséquences hydrologiques d'une coupe forestière. Le cas du bassin de la Latte (Mont-Lozère, France)*. In L'Eau, la Terre et les Hommes (Vol. 7, pp. 355–363). Nancy, France: Presses Universitaires de Nancy.
- Craswell, E., Niamskul, C., & Penning de Vries, F. W. T. (1998). *Catchment approach to combating soil erosion in Asia—the Managing Soil Erosion Consortium (MSEC)*. In F. W. T. Penning de Vries, F. Agus, & J. Kerr (Eds.), Soil Erosion at Multiple Scales: Principles and Methods for Assessing Causes and Impacts (pp. 161–174). Oxfordshire: CABI/IBSRAM.
- Croke, J., Hairsine, P., & Fogarty, P. (1999a). *Runoff generation and re-distribution in logged eucalyptus forests, south-eastern Australia*. Journal of Hydrology, 216, 56–77.
- Croke, J., Hairsine, P., & Fogarty, P. (1999b). *Sediment transport, redistribution and storage on logged forest hillslopes in south-eastern Australia*. Hydrological Processes, 13, 2705–2720.
- Croke, J., Hairsine, P., & Fogarty, P. (2001). *Soil recovery from track construction and harvesting changes in surface in ® ltration, erosion and delivery rates with time*. Forest Ecology and Management, 143, 3–12.
- Croke, J., & Mockler, S. (2001). *Gully initiation and road-to-stream linkage in a forested catchment, southeastern Australia*. Earth Surface Processes and Landforms, 26(2), 205–217. [https://doi.org/10.1002/1096-9837\(200102\)26:2<205::AID-ESP168>3.0.CO;2-G](https://doi.org/10.1002/1096-9837(200102)26:2<205::AID-ESP168>3.0.CO;2-G)
- David, J. S., Henriques, M. O., David, T. S., Tomé, J., & Ledger, D. C. (1994). *Clearcutting effects on streamflow in coppiced Eucalyptus globulus stands in Portugal*. Journal of Hydrology, 162, 143–154.

- David, T. S., Ferreira, M. I., David, J. S., & Pereira, J. S. (1997). *Transpiration from a mature Eucalyptus globulus plantation in Portugal during a spring-summer period of progressively higher water deficit*. Oecologia, 110, 153–159. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/PL00008812>
- De Souza, M. J. H., Ribeiro, A., Leite, H. G., Leite, F. P., Minuzzi, R. B., Souza, M. J. H. de, Minuzzi, R. B. (2006). *Disponibilidade hídrica do solo e produtividade do eucalipto em três regiões da Bacia do Rio Doce*. Revista Árvore, 30(3), 399–410. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622006000300010>
- Douglas, I., Greer, T., Kawi, B., & Waidi, S. (1993). *Impact of roads and compacted ground on post-logging sediment yield in a small drainage basin, Sabah, Malaysia*. Hydrology of warm humid regions. Proceedings of the Yokohama Symposium, 213–218.
- Downer, J., & Faber, B. (n.d.). *Determining the Usefullness of Eucalyptus Mulches in Landscapes Plantings Project objective : Achievements : Exveriment Another Experiment*, 1–3.
- Dresel, P. E., Dean, J. F., Perveen, F., Webb, J. A., Hekmeijer, P., Adelana, S. M., & Daly, E. (2018). *Effect of Eucalyptus plantations, geology, and precipitation variability on water resources in upland intermittent catchments*. Journal of Hydrology, 564(July), 723–739. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.07.019>
- Dubicki, A. (1994). *Changes in catchment discharge associated with forest dieback in regions of Poland affected by long-range transported air pollutants*. Ecological Engineering, 3(3), 291–298. [https://doi.org/10.1016/0925-8574\(94\)90057-4](https://doi.org/10.1016/0925-8574(94)90057-4)
- Dvorak, W. S. (2012). *Water use in plantations of eucalypts and pines: a discussion paper from a tree breeding perspective*. International Forestry Review, 14(1), 110–119. <https://doi.org/10.1505/146554812799973118>
- Dye, P., & Versfeld, D. (2007). *Managing the hydrological impacts of South African plantation forests: An overview*. Forest Ecology and Management, 251(1–2), 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.013>
- Dye, P. (2013). *A review of changing perspectives on Eucalyptus water-use in South Africa*. Forest Ecology and Management, 301, 51–57. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.08.027>
- Dzikiti, S., Gush, M. B., Le Maitre, D. C., Maherry, A., Jovanovic, N. Z., Ramoelo, A., & Cho, M. A. (2016). *Quantifying potential water savings from clearing invasive alien Eucalyptus camaldulensis using in situ and high resolution remote sensing data in the Berg River Catchment, Western Cape, South Africa*. Forest Ecology and Management, 361, 69–80. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.009>
- Ebisemiju, F. S. (1990). *Sediment delivery ratio prediction equations for short catchment slopes in a humid tropical environment*. Journal of Hydrology, 114, 191–208.
- Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Sullivan, C. A. (2017). *Trees, forests and water: Cool insights for a hot world*. Global Environmental Change, 43, 51–61. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.002>
- Fahey, B., & Jackson, R. (1997). *Hydrological impacts of converting native forests and grasslands to pine plantations, South Island, New Zealand*. Agricultural and Forest Meteorology, 84(1–2), 69–82. [https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(96\)02376-3](https://doi.org/10.1016/S0168-1923(96)02376-3)
- Farley, K. A., Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2005). *Effects of afforestation on water yield: a global synthesis with implications for policy*. Global Change Biology, 11(10), 1565–1576. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x>
- Fernández, C., Vega, J. A., Gras, J. M., & Fonturbel, T. (2006). *Changes in water yield after a sequence of perturbations and forest management practices in an Eucalyptus globulus Labill. watershed in Northern Spain*. Forest Ecology and Management, 234(1–3), 275–281. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.07.008>
- Ferraz, S. F. B., Lima, W. P., & Rodrigues, C. B. (2013). *Managing forest plantation ladscapes for water conservation*. Forest Ecology and Management, 301, 58–66.
- Fiksdal, A. J. (1974). *A Landslide Survey of the Stequaleho Creek Watershed*. Seattle.
- Forrester, D. I., Collopy, J. J., & Morris, J. D. (2010). *Transpiration along an age series of Eucalyptus globulus plantations in southeastern Australia*. Forest Ecology and Management, 259(9), 1754–1760. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.023>

- Forrester, D. I., Theiveyanathan, S., Collopy, J. J., & Marcar, N. E. (2010). *Enhanced water use efficiency in a mixed *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii* plantation*. Forest Ecology and Management, 259(9), 1761–1770. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.07.036>
- Forrester, D. I. (2015). *Transpiration and water-use efficiency in mixed-species forests versus monocultures: Effects of tree size, stand density and season*. Tree Physiology, 35(3), 289–304. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpv011>
- Garcia, L. G., Salemi, L. F., Lima, W. de P., & Ferraz, S. F. de B. (2018). *Hydrological effects of forest plantation clear-cut on water availability: Consequences for downstream water users*. Journal of Hydrology: Regional Studies, 19(June), 17–24. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.06.007>
- Gasparoto, E. A. G., Tonello, K. C., Shinzato, E. T., & Valente, R. de O. A. (2014). *Throughfall In Different Forest Stands Of Iperó, São Paulo*. Cerne, Lavras, 20(2), 303–310. <https://doi.org/10.1590/01047760.201420021260>
- Gharun, M., Turnbull, T. L., & Adams, M. A. (2013). *Stand water use status in relation to fire in a mixed species eucalypt forest*. Forest Ecology and Management, 304, 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.002>
- Gilliam, J. W. (1994). *Riparian Wetlands and Water Quality*. Journal of Environmental Quality, 23(5), 896–900.
- Gilmour, D. A. (1971). *The effects of logging on streamflow and sedimentation in a North Queensland rainforest catchment*. Commonwealth Forestry Review, 50(1), 39–48.
- Golding, D. L. (1987). *Changes in streamflow peaks following timber harvest of a coastal British Columbia watershed*. Forest Hydrology and Watershed Management, 509–518. Vancouver: IAHS Publication.
- Gomi, T., Sidle, R. C., & Richardson, J. S. (2002). *Understanding Processes and Downstream Linkages of Headwater Systems*. BioScience, 52(10), 905–916.
- Gomi, T., & Sidle, R. C. (2003). *Bed load transport in managed steep-gradient headwater streams of southeastern Alaska*. Water Resources Research, 39(12), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2003WR002440>
- Gomi, T., Moore, R. D., & Hassan, M. A. (2005). *Suspended sediment dynamics in small forest streams of the Pacific Northwest*. Journal of the American Water Resources Association, 41, 877–898.
- Gonçalves, J. L. M., Alvares, C. A., Rocha, J. H. T., Brandani, C. B., & Hakamada, R. (2017). *Eucalypt plantation management in regions with water stress*. Southern Forests, 79(3), 169–183. <https://doi.org/10.2989/20702620.2016.1255415>
- González Hernández, F., López Arias, M., & Minaya Gallego, M. T. (1993). *Intercepcion, trascolacion y escorrentía cortical en masas de *Eucalyptus globulus* Labill y *Pinus pinea* L. del sur de la provincia de Huelva*. Congreso Forestal Español, 81–86.
- Graciano, C., Guiamét, J. J., & Goya, J. F. (2005). *Impact of nitrogen and phosphorus fertilization on drought responses in *Eucalyptus grandis* seedlings*. Forest Ecology and Management, 212(1–3), 40–49. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.02.057>
- Grant, G. E., & Wolff, A. L. (1991). *Long-term patterns of sediment transport after timber harvest, Western Cascade Mountains, Oregon, USA*. Sediment and Stream Water Quality in a Changing Environment: Trends and Explanation, 1978(203), 31–40. Vienna, Austria: IAHS Publication.
- Gras, J. M., Vega, J. A., Bará, S., Cuiñas, P., de los Santos, J. A., & Fonturbel, T. (1993). *La investigación en cuencas forestales de especies de crecimiento rápido en Galicia*. Congreso Forestal Español, 91–96.
- Gras, J. M., Vega, J. A., & Bara, S. (1993). *Six years of study on fast growing forest plantations catchments in the Northwest of Spain*. Acta Geológica Hispánica, 28(2–3), 111–117.
- Gras, J.M. (1993). *Investigación sobre las relaciones hídricas de las plantaciones de 'Eucalyptus globulus' en Galicia*. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.
- Grayson, R. B., Haydon, S. R., Jayasuriya, M. D. A., & Finlayson, B. L. (1993). *Water quality monitoring in mountain ash forests – separating the impacts of roads from those of logging operations*. Journal of Hydrology, 150, 459–480.
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). *An Ecosystem Perspective of Riparian Zones*. BioScience, 41(8), 540–551. <https://doi.org/10.2307/1311607>
- Groppo, J. D., Salemi, L. F., Moraes, J. M., Trevisan, R., Seghesi, G. B., & Martinelli, L. A. (2019). *Capacidade de retenção de água do dossel vegetativo: comparação entre Mata Atlântica e plantação florestal de eucalipto*. Ciência Florestal, 29(1), 96. <https://doi.org/10.5902/1980509816862>

- Guthrie, R. H. (2002). *The effects of logging on frequency and distribution of landslides in three watersheds on Vancouver Island, British Columbia*. Geomorphology, 43(3–4), 273–292.
[https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(01\)00138-6](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(01)00138-6)
- Guzha, A. C., Rufino, M. C., Okoth, S., Jacobs, S., & Nóbrega, R. L. B. (2018). *Impacts of land use and land cover change on surface runoff, discharge and low flows: Evidence from East Africa*. Journal of Hydrology: Regional Studies, 15(November 2017), 49–67. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2017.11.005>
- Hardie, M., Mendham, D., Corkrey, R., Hardiyanto, E., Maydra, A., Siregar, S., Wibowo, A. (2018). *Effects of Eucalypt and Acacia plantations on soil water in Sumatra*. New Forests, 49(1), 87–104.
<https://doi.org/10.1007/s11056-017-9607-3>
- Harr, R. D., & McCorison, F. M. (1979). *Initial effects of clearcut logging on size and timing of peak flows in a small watershed in western Oregon*. Water Resources Research, 15(1), 90–94.
- Harr, R. D. (1980). *Scheduling timber harvest to protect watershed values*. Proceedings of Interior West Watershed Management Symposium, 269–280.
- Harr, R. D. (1986). *Effects of clearcut logging on rain-on-snow runoff in western Oregon: a new look at old studies*. Water Resources Research, 22, 1095–1100.
- Hartman, G. F., Scrivener, J. C., & Miles, M. J. (1996). *Impacts of logging in Carnation Creek, a high-energy coastal stream in British Columbia, and their implication for restoring fish habitat*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 53(Suppl. 1), 237–251.
- Heal, K. V., Stidson, R. T., Dickey, C. A., Cape, J. N., & Heal, M. R. (2004). *New data for water losses from mature Sitka spruce plantations in temperate upland catchments*. Hydrological Sciences Journal, 49(3).
<https://doi.org/https://doi.org/10.1623/hysj.49.3.477.54344>
- Herrera, A., Urich, R., Rengifo, E., Ballestrini, C., González, A., & León, W. (2012). *Transpiration in a eucalypt plantation and a savanna in Venezuela*. Trees - Structure and Function, 26(6), 1759–1769.
<https://doi.org/10.1007/s00468-012-0745-0>
- Hewlett, J. D., & Helvey, J. D. (1970). *Effects of Forest Clear-Felling on the Storm Hydrograph*. Water Resources Research, 6(3), 768–782.
- Hewlett, J. D., & Doss, R. (1984). *Forests, floods, and erosion: A watershed experiment in the Southeastern Piedmont*. Forest Science, 30(2), 424–434.
- Hibbert, A. R. (1966). *Forest Treatment effects on water yield*. In W. E. Sopper & H. W. Lull (Eds.), International Symposium on Forest Hydrology (pp. 527–543).
- Hillel, D. (1998). *Environmental Soil Physics*. San Diego: Academic Press.
- Hodecker, B. E. R., Pita-Barbosa, A., de Barros, N. F., & Merchant, A. (2018). *Water availability preceding long-term drought defines the tolerance of Eucalyptus to water restriction*. New Forests, 49(2), 173–195.
<https://doi.org/10.1007/s11056-017-9612-6>
- Hopmans, P., Flinn, D. W., & Farrell, P. W. (1987). *Nutrient dynamics of forested catchments in Southeastern Australia and changes in water quality and nutrient exports following clearing*. Forest Ecology and Management, 20(3–4), 209–231. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(87\)90081-8](https://doi.org/10.1016/0378-1127(87)90081-8)
- Hornbeck, J. W., & Reinhart, K. G. (1964). *Water quality and soil erosion as affected by logging in steep terrain*. Journal of Soil and Water Conservation, 19, 23–27.
- Hornbeck, J. W., & Kropelin, W. (1982). *Nutrient Removal and Leaching from a Whole-Tree Harvest of Northern Hardwoods*. Journal of Environmental Quality, 11(2), 309–316.
- Hornbeck, J. W., Martin, C. W., Pierce, R. S., Bormann, F. H., Likens, G. E., & Eaton, J. S. (1986). *Clearcutting northern hardwoods: Effects on hydrologic and nutrient ion budgets*. Forest Science, 32(3), 667–686.
- Hornbeck, J. W., Adams, M. B., Corbett, E. S., Verry, E. S., & Lynch, J. a. (1993). *Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA*. Journal of Hydrology, 150(2–4), 323–344.
[https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90115-P](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90115-P)

- Huang, Z., Xu, Z., Blumfield, T. J., & Bubb, K. (2008). *Effects of mulching on growth, foliar photosynthetic nitrogen and water use efficiency of hardwood plantations in subtropical Australia*. Forest Ecology and Management, 255(8–9), 3447–3454. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.02.038>
- Hubbard, R. M., Stape, J., Ryan, M. G., Almeida, A. C., & Rojas, J. (2010). *Effects of irrigation on water use and water use efficiency in two fast growing Eucalyptus plantations*. Forest Ecology and Management, 259(9), 1714–1721. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.10.028>
- Huber, A., Iroumé, A., Mohr, C., & Frêne, C. (2010). *Efecto de plantaciones de Pinus radiata y Eucalyptus globulus sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la región del Biobío, Chile*. Bosque, 31(3), 219–230. <https://doi.org/10.4067/S0717-92002010000300006>
- Ice, G. G., Stuart, G. W., Waide, J. B., Irland, L. C., & Ellefson, P. V. (1997). *25 years of the Clean Water Act: How clean are forest practices?* Journal of Forestry, 95(7), 9–13.
- Ide, J., Kume, T., Wakiyama, Y., Higashi, N., Chiwa, M., & Otsuki, K. (2009). *Estimation of annual suspended sediment yield from a Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) plantation considering antecedent rainfalls*. Forest Ecology and Management, 257(9), 1955–1965. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.011>
- Imaizumi, F., Sidle, R. C., & Kamei, R. (2008). *Effects of forest harvesting on the occurrence of landslides and debris flows in steep terrain of central Japan*. Earth Surface Processes and Landforms, 33, 827–840. <https://doi.org/10.1002/esp.1574>
- Jakob, M., Bovis, M., & Oden, M. (2005). *The significance of channel recharge rates for estimating debris-flow magnitude and frequency*. Earth Surface Processes and Landforms, 30(6), 755–766. <https://doi.org/10.1002/esp.1188>
- Jamshidi, R., Dragovich, D., & Webb, A. A. (2013). *Estimating catchment-scale annual soil loss in managed native eucalypt forests, Australia*. Forest Ecology and Management, 304, 20–32. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.04.032>
- Jaskierniak, D., Kuczera, G., & Benyon, R. (2016). *Predicting long-term streamflow variability in moist eucalypt forests using forest growth models and a sapwood area index*. Water Resources Research, 52, 3052–3067. <https://doi.org/10.1002/2015WR018029>
- Jayasuriya, M. D. a. D. A., Dunn, G., Benyon, R., & O'Shaughnessy, P. J. J. (1993). *Some factors affecting water yield from mountain ash (*Eucalyptus regnans*) dominated forests in south-east Australia*. Journal of Hydrology, 150(2–4), 345–367. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90116-Q](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90116-Q)
- Jiménez, E., Vega, J. A., Pérez-Gorostiaga, P., Fonturbel, T., Cuiñas, P., & Fernández, C. (2007). *Evaluación de la transpiración de *Eucalyptus globulus* mediante la densidad de flujo de savia y su relación con variables meteorológicas y dendrométricas*. Boletín Informativo CIDEU, 3, 119–138.
- Jones, J. A., & Grant, G. E. (1996). *Peak Flow Responses to Clear-Cutting and Roads in Small and Large Basins, Western Cascades, Oregon*. Water Resources Research, 32(4), 959–974. <https://doi.org/10.1029/95WR03493>
- Jones, J. A. (2000). *Hydrologic processes and peak discharge response to forest removal, regrowth, and roads in 10 small experimental basins, Western Cascades, Oregon*. Water Resources Research, 36(9), 2621–2642. <https://doi.org/10.1029/2000WR900105>
- Jones, J. A., & Post, D. A. (2004). *Seasonal and successional streamflow response to forest cutting and regrowth in the northwest and eastern United States*. Water Resources Research, 40(5), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2003WR002952>
- Jones, J., Almeida, A., Cisneros, F., Iroumé, A., Jobbágy, E., Lara, A., Villegas, J. C. (2017). *Forests and water in South America*. Hydrological Processes, 31(5), 972–980. <https://doi.org/10.1002/hyp.11035>
- Karr, J. W., & Schlosser, I. J. (1978). *Water resources and the land–water interface*. Science, 201(21), 229–234.
- Kasran, B., & Rahim, A. (1994). *Suspended sediment yield resulting from selective logging practices in a small watershed in Peninsular Malaysia*. Journal of Tropical Forest Science, 7(2), 286–295.

- Keim, R. F., & Skaugset, A. E. (2003). *Modelling effects of forest canopies on slope stability*. Hydrological Processes, 17(7), 1457–1467. <https://doi.org/10.1002/hyp.5121>
- Keppeler, E. T., & Ziemer, R. R. (1990). *Logging Effects on Streamflow : Water Yield and Summer Low Flows at Caspar Creek in Northwestern California*. Water Resources Research, 26(7), 1669–1679.
- Klein, R. D., Lewis, J., & Buffleben, M. S. (2012). *Logging and turbidity in the coastal watersheds of northern California*. Geomorphology, 139–140, 136–144. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2011.10.011>
- Kraske, C. R., & Fernández, I. J. (1993). *Biogeochemical Responses of a Forested Watershed to Both Clearcut Harvesting and Papermill Sludge Application*. Journal of Environmental Quality, 22, 776–786.
- Kuczera, G. (1987). *Prediction of water yield reductions following a bushfire in ash-mixed species eucalypt forest*. Journal of Hydrology, 94, 215–236.
- Lacombe, G., Ribolzi, O., De Rouw, A., Pierret, A., Latsachak, K., Silvera, N., Valentin, C. (2016). *Contradictory hydrological impacts of afforestation in the humid tropics evidenced by long-term field monitoring and simulation modelling*. Hydrology and Earth System Sciences, 20(7), 2691–2704.
<https://doi.org/10.5194/hess-20-2691-2016>
- Landsberg, J. J. (1999). *Relationships between water use efficiency and tree production*. In J. J. Landsberg (Ed.), *The way trees use water*. (pp. 54–65). Barton: ACT, Rural Industries Research and Development Corporation.
- Lane, P. N. J., & Mackay, S. M. (2001). *Streamflow response of mixed-species eucalypt forests to patch cutting and thinning treatments*. Forest Ecology and Management, 143(1–3), 131–142.
[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00512-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00512-0)
- Lane, P. N. J., Morris, J., Ningnan, Z., Guangyi, Z., Guoyi, Z., & Daping, X. (2004). *Water balance of tropical eucalypt plantations in south-eastern China*. Agricultural and Forest Meteorology, 124(3–4), 253–267.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.01.015>
- Langford, K. J. (1976). Change in yield of water following a bushfire in a forest of *Eucalyptus regnans*. Journal of Hydrology, 29, 87–114.
- Langford, K. J., & O'Shaughnessy, P. J. (1978). Soil Moisture Depletion Rates in 1939 Regrowth Mountain Ash Over a Summer Drying Period. Melbourne and Metropolitan Board of Works.
- Langford, K. J., Moran, R. J., & O'Shaughnessy, P. J. (1982). The Coranderrk experiment – the effects of roading and timber harvesting in a mature mountain ash forest on streamflow yield and quality. In E. M. O'Loughlin & L. J. Bren (Eds.), *Proceedings of the 1st national symposium on forest hydrology* (pp. 92–102). Melbourne.
- Larrañaga Arrizabalaga, A., & Elosegi, A. (2019). Los eucaliptales: una amenaza para los ríos y arroyos. Retrieved May 30, 2019, from <https://theconversation.com/los-eucaliptales-una-amenaza-para-los-rios-y-arroyos-117464>
- Lebo, M. E., & Herrmann, R. B. (1998). Harvest impacts on forest outflow in coastal North Carolina. Journal of Environmental Quality, 27, 1382–1395.
- Leibscher, H. (1970). Results of research on some experimental basins in the upper Harz Mountains (Federal Republic of Germany). Journal of Hydrology, 9(2), 163–176.
- Lima, W. P., Laprovitera, R., Ferraz, S. F. B., Rodrigues, C. B., & Silva, M. M. (2012). Forest Plantations and Water Consumption: A Strategy for Hydrosolidarity. International Journal of Forestry Research, 2012(February), 1–8.
<https://doi.org/10.1155/2012/908465>
- Lindroth, A., & Cienciala, E. (1996). *Water-use efficiency of short rotation *Salix viminalis* at leaf, tree and stand scales*. Tree Physiology, 16, 257–262.
- Little, C., Lara, A., McPhee, J., & Urrutia, R. (2009). *Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile*. Journal of Hydrology, 374(1–2), 162–170.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.011>
- Liu, W., Wu, J., Fan, H., Duan, H., Li, Q., Yuan, Y., & Zhang, H. (2017). *Estimations of evapotranspiration in an age sequence of *Eucalyptus* plantations in subtropical China*. PLoS ONE, 12(4), 1–15.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174208>

- Livesley, S. J., Baudinette, B., & Glover, D. (2014). *Rainfall interception and stem flow by eucalypt street trees - The impacts of canopy density and bark type*. *Urban Forestry and Urban Greening*, 13(1), 192–197.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.09.001>
- Lynch, J. A., Sopper, W. E., Corbett, E. S., & Aurand, D. W. (1975). *Effects of management practices on water quality and quantity: the Penn State Experimental Watersheds*. Proceedings of a Symposium on Municipal Watershed Management, 32–46. Broomall, PA: USDA Forest Service.
- Lynch, J. A., Corbett, E. S., & Mussallem, K. (1985). *Best Management Practices for controlling non-point source pollution on forested watershed*. *Journal of Soil and Water Conservation*, 40(1), 164–167.
- Lynch, J. A., & Corbett, E. S. (1990). *Evaluation of best management practices for controlling nonpoint source pollution from silvicultural operations*. *Water Resources Bulletin*, 26(1), 41–52.
- Macdonald, J. S., Beaudry, P. G., MacIsaac, E. A., & Herunter, H. E. (2003). *The effects of forest harvesting and best management practices on streamflow and suspended sediment concentrations during snowmelt in headwater streams in sub-boreal forests of British Columbia, Canada*. *Canadian Journal of Forest Research*, 33(8), 1397–1407.
<https://doi.org/10.1139/X03-110>
- Macfarlane, C., Adams, M. A., & White, D. A. (2004). *Productivity, carbon isotope discrimination and leaf traits of trees of *Eucalyptus globulus* Labill. in relation to water availability*. *Plant, Cell and Environment*, 27(12), 1515–1524.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2004.01260.x>
- Macfarlane, C., Grigg, A., McGregor, R., Ogden, G., & Silberstein, R. (2018). *Overstorey evapotranspiration in a seasonally dry Mediterranean eucalypt forest: Response to groundwater and mining*. *Ecohydrology*, 11(5), 1–17.
<https://doi.org/10.1002/eco.1971>
- Maier, C. A., Albaugh, T. J., Cook, R. I., Hall, K., McInnis, D., Johnsen, K. H., ... Vose, J. M. (2017). *Comparative water use in short-rotation *Eucalyptus benthamii* and *Pinus taeda* trees in the Southern United States*. *Forest Ecology and Management*, 397, 126–138. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.038>
- Marion, D. A., & Ursic, S. J. (1993). *Sediment Production in Forests of the Coastal Plain, Piedmont, and interior Highlands*. EJPA & FS Technical Workshop on Sediments, 19–27.
- Martin, C. W., & Pierce, R. S. (1980). *Clearcutting patterns affect nitrate and calcium in streams of New Hampshire*. *Journal of Forestry*, 78(5), 268–272.
- Martin, C. W., & Hornbeck, J. W. (1994). *Logging in New England need not cause sedimentation of streams*. *Northern Journal of Applied Forestry*, 11(1), 17–23.
- Martins, F. B., Streck, N. A., Da Silva, J. C., Morais, W. W., Susin, F., Navroski, M. C., & Vivian, M. A. (2008). *Deficiência hídrica no solo e seu efeito sobre transpiração, crescimento e desenvolvimento de mudas de duas espécies de eucalipto*. *Revista Brasileira de Ciencia Do Solo*, 32(3), 1297–1306.
- Martorell, S., Diaz-Espejo, A., Medrano, H., Ball, M. C., & Choat, B. (2014). *Rapid hydraulic recovery in *Eucalyptus pauciflora* after drought: Linkages between stem hydraulics and leaf gas exchange*. *Plant, Cell and Environment*, 37(3), 617–626. <https://doi.org/10.1111/pce.12182>
- McCulloch, J. S. G., & Robinson, M. (1993). *History of forest hydrology*. *Journal of Hydrology*, 150(2–4), 189–216.
[https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90111-L](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90111-L)
- McClurkin, D. C., Duffy, P. D., & Nelson, N. S. (1987). *Changes in forest floor and water-quality following thinning and clearcutting of 20-year-old pine*. *Journal of Environmental Quality*, 16(3), 237–241.
- MCPFE. (1993). *Ministerial Conference on Protection of the Forests in Europe*. Helsinki, Finland.
- Medhurst JL, Battaglia M, Beadle CL (2002) *Measured and predicted changes in tree and stand water use following high-intensity thinning of an 8-year-old *Eucalyptus nitens* plantation*. *Tree Physiol* 22:775–784.
<https://doi.org/10.1093/treephys/22.11.775>
- Megahan, W. F., & Kidd, W. J. (1972). *Effects of Logging and Logging Roads on Erosion and Sediment Deposition from Steep Terrain*. *Journal of Forestry*, 70(3), 136–141.

- Mitchell, P. J., Veneklaas, E., Lambers, H., & Burgess, S. S. O. (2009). *Partitioning of evapotranspiration in a semi-arid eucalypt woodland in south-western Australia*. Agricultural and Forest Meteorology, 149(1), 25–37. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.07.008>
- Mitchell, P. J., Benyon, R. G., & Lane, P. N. J. (2012). *Responses of evapotranspiration at different topographic positions and catchment water balance following a pronounced drought in a mixed species eucalypt forest, Australia*. Journal of Hydrology, 440–441, 62–74. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.03.026>
- Montgomery, D. R., Schmidt, K. M., Greenberg, H. M., & Dietrich, W. E. (2000). *Forest clearing and regional landsliding*. Geology, 28(4), 311. [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(2000\)28<311:FCARL>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(2000)28<311:FCARL>2.0.CO;2)
- Montréal Process Working Group. (2009). *Criteria and Indicators for the Conservation and Sustainable Management of Temperate and Boreal Forests: The Montréal Process*.
- Moore, R. D. D., & Wondzell, S. M. M. (2005). *Physical Hydrology and the Effects of Forest Harvesting in The Pacific Northwest: A Review*. Journal of the American Water Resources Association, 41(4), 763–784. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2005.tb04463.x>
- Mugunga, C. P., Kool, D., Van Wijk, M. T., Mohren, G. M. J., & Giller, K. E. (2015). *Water use by short rotation Eucalyptus woodlots in southern Rwanda*. Agroforestry Systems, 89(6), 1119–1139. <https://doi.org/10.1007/s10457-015-9843-5>
- Mululo Sato, A., de Souza Avelar, A., & Coelho Netto, A. L. (2011). *Spatial variability and temporal stability of through-fall in a eucalyptus plantation in the hilly lowlands of southeastern Brazil*. Hydrological Processes, 25(12), 1910–1923. <https://doi.org/10.1002/hyp.7947>
- Myers, B. J., Benyon, R. G., Theiveyanathan, S., Criddle, R. S., Smith, C. J., & Falkiner, R. A. (1998). *Response of effluent-irrigated Eucalyptus grandis and Pinus radiata to salinity and vapor pressure deficits*. Tree Physiology, 18(8–9), 565–573. <https://doi.org/10.1093/treephys/18.8-9.565>
- Neto, A. J. S., Ribeiro, A., Lopes, D. de C., Neto, O. B. do S., Souza, W. G., & Santana, M. O. (2012). *Simulation of rainfall interception of canopy and litter in eucalyptus plantation in tropical climate*. Forest Science, 58(1), 54–60. <https://doi.org/10.5849/forsci.09-120>
- Norris, V. (1993). *The use of buffer zones to protect water quality: a review*. Water Resources Management, 7, 257–272.
- O'Grady, A. P., Worledge, D., & Battaglia, M. (2008). *Constraints on transpiration of Eucalyptus globulus in southern Tasmania, Australia*. Agricultural and Forest Meteorology, 148(3), 453–465. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.10.006>
- Otto, M. S. G., Hubbard, R. M., Binkley, D., & Stape, J. L. (2014). *Dominant clonal Eucalyptus grandis×urophylla trees use water more efficiently*. Forest Ecology and Management, 328, 117–121. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.032>
- Ouyang, Y., Xu, D., Leininger, T. D., & Zhang, N. (2016). *A system dynamic model to estimate hydrological processes and water use in a eucalypt plantation*. Ecological Engineering, 86, 290–299. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.008>
- Ouyang, L., Zhao, P., Zhou, G., Zhu, L., Huang, Y., Zhao, X., & Ni, G. (2018). *Stand-scale transpiration of a Eucalyptus urophylla × Eucalyptus grandis plantation and its potential hydrological implication*. Ecohydrology, 11(4), 1–10. <https://doi.org/10.1002/eco.1938>
- Patric, J. H. (1980). *Effects of wood products harvest on forest soil and water relations*. Journal of Environmental Quality, 9(1), 73–80.
- Pereira, H. C. (1992). *Keynote paper*. 10th World Forestry Congress, 139–150. Paris.
- Pérez-Cruzado, C., Muñoz-Sáez, F., Basurco, F., Riesco, G., & Rodríguez-Soalleiro, R. (2011). *Combining empirical models and the process-based model 3-PG to predict Eucalyptus nitens plantations growth in Spain*. Forest Ecology and Management, 262(6), 1067–1077. DOI:10.1016/j.foreco.2011.05.045
- Pfautsch, S., & Adams, M. A. (2013). *Water flux of Eucalyptus regnans: Defying summer drought and a record heat-wave in 2009*. Oecologia, 172(2), 317–326. <https://doi.org/10.1007/s00442-012-2494-6>

- Pierce, R. S., Hornbeck, J. W., Martin, C. W., Tritton, L. M., Smith, C. T., Federer, C. A., & Yawney, H. W. (1993). *Whole-tree Clearcutting in New England: Manager's Guide to Impacts on Soils, Streams, and Regeneration*. USDA Forest Service.
- Pike, R.G., Redding, T.E., Moore, R.D., Winkler, R.D. and Bladon, K. D. (editors). (2010). *Compendium of Forest Hydrology and Geomorphology in British Columbia, LMH 66, Volume 2 of 2*. In *Geomorphology* (Vol. 2).
- Poblador, S., Thomas, Z., Rousseau-Gueutin, P., Sabaté, S., Sabater, F. 2019. Riparian forest transpiration under the current and projected Mediterranean climate: Effects on soil water and nitrate uptake. *Ecohydrology*, 12:e2043. <https://doi.org/10.1002/eco.2043>
- Prado, J. A. (2015). *Plantaciones Forestales. Más allá de los árboles*. (C. de I. Forestales, Ed.). Santiago de Chile.
- Prosser, P., & Polglase, P. (2006). *Plantations and Water*. Canberra: CSIRO.
- Quentin, A. G., O'Grady, A. P., Beadle, C. L., Mohammed, C., & Pinkard, E. A. (2012). *Interactive effects of water supply and defoliation on photosynthesis, plant water status and growth of Eucalyptus globulus Labill*. *Tree Physiology*, 32(8), 958–967. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps066>
- Reichert, J. M., Rodrigues, M. F., Peláez, J. J. Z., Lanza, R., Minella, J. P. G., Arnold, J. G., & Cavalcante, R. B. L. (2017). *Water balance in paired watersheds with eucalyptus and degraded grassland in Pampa biome*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 237–238, 282–295. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.02.014>
- Riekerk, H. (1983). *Impacts of silviculture on flatwoods runoff, water quality, and nutrient budgets*. *Journal of the American Water Resources Association*, 19(1), 73–79.
- Riley, S. J. (1988). *Soil Loss from road batters in the Karuah State Forest, Eastern Australia*. *Soil Technology*, 1, 313–332.
- Roberts, S., Vertessy, R., & Grayson, R. (2001). *Transpiration from Eucalyptus sieberi (L. Johnson) forests of different age*. *Forest Ecology and Management*, 143(1–3), 153–161. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00514-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00514-4)
- Roberts, S., Barton-Johnson, R., McLarin, M., & Read, S. (2015). *Predicting the water use of Eucalyptus nitens plantation sites in Tasmania from inventory data, and incorporation of water use into a forest estate model*. *Forest Ecology and Management*, 343, 110–122. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.01.025>
- Rodrigues, C. B., Taniwaki, R. H., Lane, P., Lima, W. D. P., Frosini, S., & Ferraz, D. B. (2019). *Eucalyptus Short-Rotation Management Effects on Nutrient and Sediments in Subtropical Streams*, 1–13.
- Rodríguez-Suárez, J. A., Soto, B., Perez, R., & Diaz-Fierros, F. (2011). *Influence of Eucalyptus globulus plantation growth on water table levels and low flows in a small catchment*. *Journal of Hydrology*, 396(3–4), 321–326. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.027>
- Rodriguez Suarez, J. A., Diaz-Fierros, F., Perez, R., & Soto, B. (2014). *Assessing the influence of afforestation with Eucalyptus globulus on hydrological response from a small catchment in northwestern Spain using the HBV hydrological model*. *Hydrological Processes*, 28(22), 5561–5572. <https://doi.org/10.1002/hyp.10061>
- Rothacher, J. (1970). *Increases in Water Yield Following Clear-cut Logging in the Pacific Northwest*. *Water Resources Research*, 6(2), 653–658.
- Ruprecht, J. K., Schofiel, N. J., & Crombie, D. S. (1991). *Early hydrological response to intense forest thinning in southwestern Australia*. 127, 261–277.
- Ryan, M. G., Stape, J. L., Binkley, D., Fonseca, S., Loos, R. A., Takahashi, E. N., Silva, G. G. C. (2010). *Factors controlling Eucalyptus productivity: How water availability and stand structure alter production and carbon allocation*. *Forest Ecology and Management*, 259(9), 1695–1703. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.013>
- Saadaoui, E., Ben Yahia, K., Dhahri, S., Ben Jamaa, M. L., & Khouja, M. L. (2017). *An overview of adaptative responses to drought stress in Eucalyptus spp*. *Forestry Studies*, 67(1), 86–96. <https://doi.org/10.1515/fsmu-2017-0014>
- Sahin, V., & Hall, M. J. (1996). *The effects of afforestation and deforestation on water yields*. *Journal of Hydrology*, 178(1–4), 293–309. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02825-0](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02825-0)

- Salemi, L. F., Groppo, J. D., Trevisan, R., de Moraes, J. M., de Barros Ferraz, S. F., Villani, J. P., Martinelli, L. A. (2013). *Land-use change in the Atlantic rainforest region: Consequences for the hydrology of small catchments*. Journal of Hydrology, 499, 100–109. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.049>
- Saravanan, S. (2018). *Gas Exchange Characteristics and Water Use Efficiency in Eucalyptus clones*, 14(3), 49–58.
- Sari, V., de Paiva, E. M. C. D., de Paiva, J. B. D., Paiva, E., & Paiva, J. (2016). *Interceptação da chuva em diferentes formações florestais na região sul do Brasil*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 21(1), 65–79. <https://doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p65-79>
- Schnorbus, M., & Alila, Y. (2004). *Forest harvesting impacts on the peak flow regime in the Columbia Mountains of southeastern British Columbia: An investigation using long-term numerical modeling*. Water Resources Research, 40(5), 1–16. <https://doi.org/10.1029/2003WR002918>
- Scolforo, H. F., Scolforo, J. R. S., Stape, J. L., McTague, J. P., Burkhardt, H., McCarter, J., ... Sartorio, R. C. (2017). *Incorporating rainfall data to better plan eucalyptus clones deployment in eastern Brazil*. Forest Ecology and Management, 391, 145–153. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.025>
- Scott, D. F., & Lesch, W. (1997). *Streamflow responses to afforestation with *Eucalyptus grandis* and *Pinus patula* and to felling in the Mokobulaan experimental catchments, South Africa*. Journal of Hydrology, 199(3–4), 360–377. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03336-7](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03336-7)
- Scott, D. F., Bruijnzeel, L. A., Vertessy, R. A., & Calder, I. R. (2004). *Impacts of Forest Plantations on Streamflow*. Encyclopedia of Forest Sciences, (December), 367–377. <https://doi.org/10.1016/b0-12-145160-7/00272-6>
- Scott, D. F., & Prinsloo, F. W. (2008). *Longer-term effects of pine and eucalypt plantations on streamflow*. Water Resources Research, 44(7), 1–8. <https://doi.org/10.1029/2007WR006781>
- Sharma, M. L. (1984). *Evapotranspiration from a *Eucalyptus* community*. Agricultural Water Management, 8, 41–56.
- Shi, Z., Xu, D. P., Yang, X., Jia, Z., Guo, H., & Zhang, N. (2012). *Ecohydrological impacts of eucalypt plantations : A review*. Journal of Food, Agriculture & Environment, 10(3 & 4), 1419–1426.
- Sidle, R. C., Pearce, A. J., & O'Loughlin, C. L. (1985). *Hillslope Stability and Land Use*. Washington DC: American Geophysical Union.
- Sidle, R. C., & Chigira, M. (2004). *Landslides and debris flows strike Kyushu, Japan*. Eos, Transactions American Geophysical Union, 85(15), 145. <https://doi.org/10.1029/2004EO150001>
- Sidle, R. C., Sasaki, S., Otsuki, M., Noguchi, S., & Rahim Nik, A. (2004). *Sediment pathways in a tropical forest: effects of logging roads and skid trails*. Hydrological Processes, 18(4), 703–720. <https://doi.org/10.1002/hyp.1364>
- Sidle, R. C., Ziegler, A. D., Negishi, J. N., Rahim, A., Siew, R., & Turkelboom, F. (2004). *Erosion processes in steep terrain – Truths , myths , and uncertainties related to forest management in Southeast Asia*.
- Sidle, R. C., & Ochiai, H. (2006). *Landslides: Processes, Prediction, and Land Use*. <https://doi.org/10.1029/WM018>
- Silva, P. H. M., Campoe, O. C., de Paula, R. C., & Lee, D. J. (2016). *Seedling growth and physiological responses of sixteen eucalypt taxa under controlled water regime*. Forests, 7(6), 1–13. <https://doi.org/10.3390/f7060110>
- Silveira, L., Gamazo, P., Alonso, J., & Martínez, L. (2016). *Effects of afforestation on groundwater recharge and water budgets in the western region of Uruguay*. Hydrological Processes, 30(20), 3596–3608. <https://doi.org/10.1002/hyp.10952>
- Sirin, A., Vompersky, S., & Nazarov, N. (1991). *Influence of forest drainage on runoff: main concepts and examples from central part of the USSR European territory*. Ambio, 20(7), 334–339.
- Skarbovik, E. (1993). *On the transport of phosphorus and fine grained sediments in rivers*. University of Oslo.
- Smethurst, P. J., Almeida, A. C., & Loos, R. A. (2015). *Stream flow unaffected by *Eucalyptus* plantation harvesting implicates water use by the native forest streamside reserve*. Journal of Hydrology: Regional Studies, 3, 187–198. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2014.11.002>

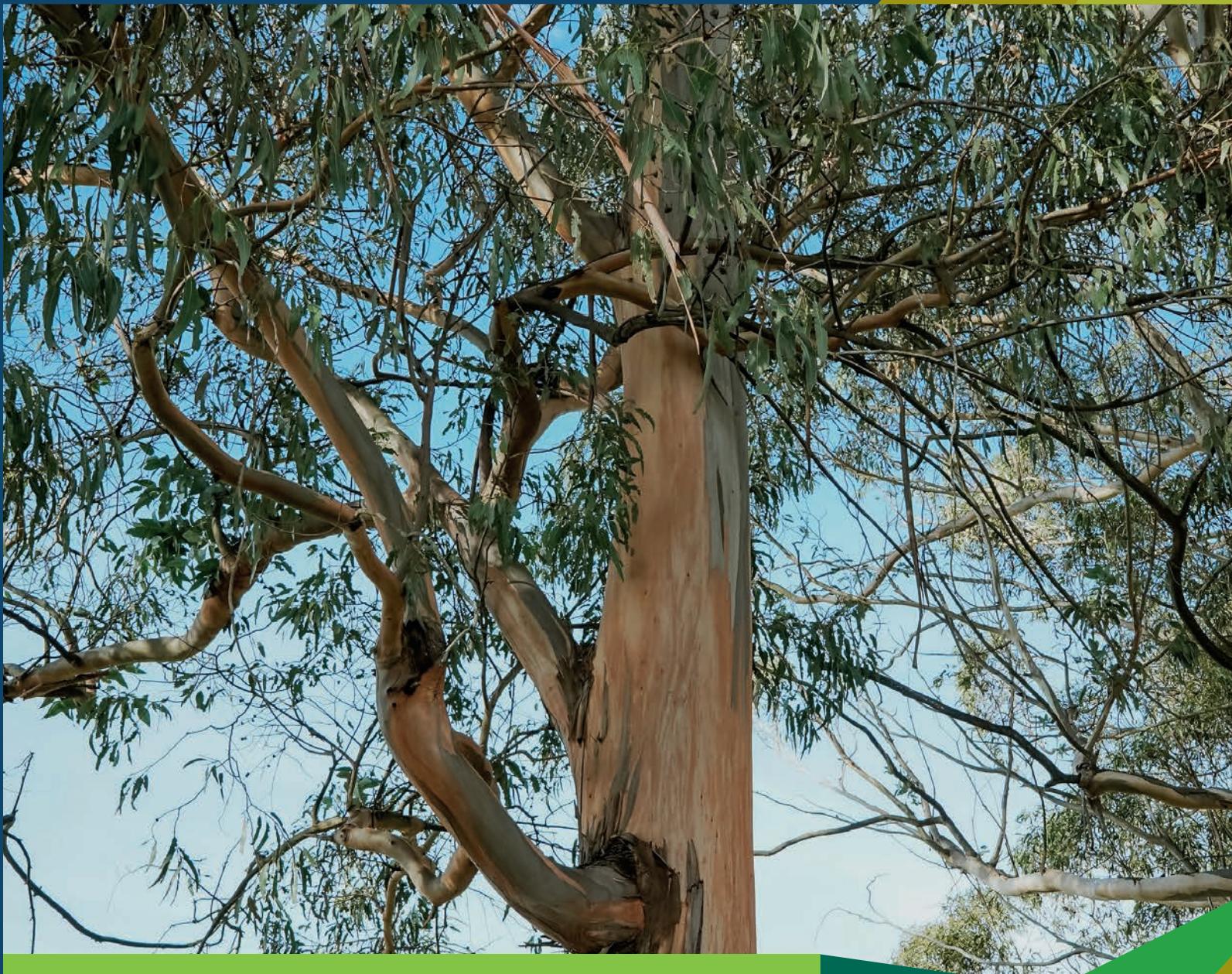
- Smith, P. J. T. (1987). *Variation of water yield from catchments under introduced pasture grass and exotic forests, East Otago*. Journal of Hydrology (New Zealand), 26(2), 175–184.
- Souza, M. J. H. de, Ribeiro, A., Leite, H. G., Leite, F. P., Minuzzi, R. B., De Souza, M. J. H., Minuzzi, R. B. (2006). *Relação entre disponibilidade hídrica e produtividade do eucalipto em diferentes idades, em Guanhães, Minas Gerais*. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, 10(3), 629–638.
<https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000300014>
- Stape, J. L., Binkley, D., Ryan, M. G., Fonseca, S., Loos, R. A., Takahashi, E. N., Azevedo, M. R. (2010). *The Brazil Eucalyptus Potential Productivity Project: Influence of water, nutrients and stand uniformity on wood production*. Forest Ecology and Management, 259(9), 1684–1694. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.01.012>
- Stednick, J. D. (1996). *Monitoring the effects of timber harvest on annual water yield*. Journal of Hydrology, 176(1–4), 79–95. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02780-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02780-7)
- Stoneman, G. L. (1993). *Hydrological response to thinning a small jarrah (*Eucalyptus marginata*) forest catchment*. Journal of Hydrology, 150, 393–407.
- Storck, P., Bowling, L., Wetherbee, P., & Lettenmaier, D. P. (1998). *Application of a GIS-based distributed hydrology model for prediction of forest harvest effects on peak stream flow in the Pacific Northwest*. Hydrological Processes, 12, 889–904.
- Sun, D., Zhang, W., Lin, Y., Liu, Z., Shen, W., Zhou, L., Fu, S. (2018). *Soil erosion and water retention varies with plantation type and age*. Forest Ecology and Management, 422(April), 1–10.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.03.048>
- Swaffer, B. A., Holland, K. L., Doody, T. M., & Hutson, J. (2014). *Rainfall partitioning, tree form and measurement scale: A comparison of two co-occurring, morphologically distinct tree species in a semi-arid environment*. Ecohydrology, 7(5), 1331–1344. <https://doi.org/10.1002/eco.1461>
- Swanson, F. J., & Dyrness, C. T. (1975). *Impact of clear-cutting and road construction on soil erosion by landslides in the western Cascade Range, Oregon*. Geology, 3(7), 393–396.
- Swanson, F. J., & Swanson, M. M. (1977). *Inventory of mass erosion in the mapleton ranger district Siuslaw National Forest*.
- Swanston, D. N. (1991). *Landslide response to timber harvest in Southeast Alaska*. 5th Federal Interagency Sedimentation Conference, 49–56. Las Vegas, NV.
- Tausz, M., Merchant, A., Kruse, J., Samsa, G., & Adams, M. A. (2008). *Estimation of drought-related limitations to mid-rotation aged plantation grown *Eucalyptus globulus* by phloem sap analysis*. Forest Ecology and Management, 256(4), 844–848. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.045>
- Taylor, P. J., Nuberg, I. K., & Hatton, T. J. (2001). *Enhanced transpiration in response to wind effects at the edge of a blue gum (*Eucalyptus globulus*) plantation*. Tree Physiology, 21(6), 403–408.
<https://doi.org/10.1093/treephys/21.6.403>
- Torrán, E. A. (2007). *Impacto de las plantaciones de *Eucalyptus grandis* sobre el contenido de humedad del suelo*. Análisis de un caso en el Noreste de la Provincia de Entre Ríos, 107.
- Trettin, C. (1994). *Hydrologic response of northern wetlands to silvicultural water management systems*. In Water Management in Forested Wetlands (Technical, p. 158). USDA Forest Service, U.S. Environmental Protection Agency.
- Trimble, G. R., & Sartz, R. S. (1957). *How far from a stream should a logging road be located?* Journal of Forestry, 55(5), 339–341.
- Troendle, C. A., & Reuss, J. O. (1997). *Effect of clear cutting on snow accumulation and water outflow at Fraser, Colorado*. Hydrology and Earth System Sciences, 1(2), 325–332.
- Ursic, S. J. (1986). *Sediment and Forestry Practices in the South*. Fourth Federal Interagency Sedimentation Conference, (2), 28–37. Las Vegas, NV.
- Ursic, S. J. (1991). *Hydrologic effects of two methods of harvesting mature southern pine*. Water Resources Bulletin, 27(2), 303–315.

- Ursic, S. J. (1991). *Hydrologic effects of clearcutting and stripcutting loblolly pine in the coastal plain*. Water Resources Bulletin, 27(6), 925–937.
- Valdés, A. E., Irar, S., Majada, J. P., Rodríguez, A., Fernández, B., & Pagès, M. (2013). *Drought tolerance acquisition in Eucalyptus globulus (Labill.): A research on plant morphology, physiology and proteomics*. Journal of Proteomics, 79, 263–276. <https://doi.org/10.1016/j.jprot.2012.12.019>
- Vanclay, J. K. (2009). *Managing water use from forest plantations*. Forest Ecology and Management, 257(2), 385–389. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.003>
- Van Dijk, A. I. J. M., & Keenan, R. J. (2007). *Planted forests and water in perspective*. Forest Ecology and Management, 251(1–2), 1–9. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.010>
- Van Lear, D. W. D. H., Douglass, J. E., Cox, S. K., & Augspurger, M. K. (1985). *Sediment and Nutrient Export in Runoff From Burned and Harvested Pine Watersheds in the South Carolina Piedmont*. Journal of Environmental Quality, 14(2), 169–174.
- Vertessy, R. A., Hatton, T. J., Reece, P., O'Sullivan, S. K., & Benyon, R. G. (1997). *Estimating stand water use of large mountain ash trees and validation of the sap flow measurement technique*. Tree Physiology, 17(12), 747–756. <https://doi.org/10.1093/treephys/17.12.747>
- Vertessy, R. A., Watson, F. G. R., O'Sullivan, S. K., Davis, S. H., Campbell, R., Benyon, R. J., & Haydon, S. R. (1998). *Predicting water yield from mountain ash forest catchments*. Industry Report No. 98/4., 38 pp.
- Vertessy, R. a., Watson, F. G. R., O'Sullivan, S. K., & O'Sullivan, S. K. (2001). *Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests*. Forest Ecology and Management, 143(1–3), 13–26. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00501-6](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00501-6)
- Vincke, C., Granier, A., Breda, N., Devillez, F., 2005. *Evapotranspiration of a declining Quercus robur (L.) stand from 1999 to 2001. II. Daily actual evapotranspiration and soil water reserve*. Ann. For. Sci. 62: 615–623 615 <https://DOI: 10.1051/forest: 2005060>
- Vitousek, P. M. (1981). *Clear-cutting and nutrient cycle*. Ecological Bulletin, 33, 631–642.
- Wallbrink, P. J., & Croke, J. (2002). *A combined rainfall simulator and tracer approach to assess the role of Best Management Practices in minimising sediment redistribution and loss in forests after harvesting*. Forest Ecology and Management, 170, 217–232. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00765-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00765-4)
- Walters, K. R., & Cox, E. S. (2001). *An Empirical Evaluation of Spatial Restrictions in Industrial Harvest Scheduling: The SFI Planning Problem*. Southern Journal of Applied Forestry, 25(2), 60–68.
- Walsh, R. P. D., Bidin, K., Blake, W. H., Chappell, N. A., Clarke, M. A., Douglas, I., ... Annammala, K. V. (2011). *Long-term responses of rainforest erosional systems at different spatial scales to selective logging and climatic change*. Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences, 366(1582), 3340–3353. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0054>
- Waring, R. H., & Schlesinger, W. H. (1985). *Forest Ecosystems - Concepts and Management*. Orlando, Florida: Academic Press.
- Waterloo, M. J., Schellekens, J., Bruijnzeel, L. a., & Rawaqa, T. T. (2007). *Changes in catchment runoff after harvesting and burning of a Pinus caribaea plantation in Viti Levu, Fiji*. Forest Ecology and Management, 251(1–2), 31–44. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.06.050>
- Watson, F., Vertessy, R. A., McMahon, T., Rhodes, B., & Watson, I. (2001). *Improved methods to assess water yield changes from paired-catchment studies: application to the Maroondah catchments*. Forest Ecology and Management, 143(1–3), 189–204. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00517-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00517-X)
- Webb, A. A., Jarrett, B. W., & Turner, L. M. (2007). *Effects of plantation forest harvesting on water quality and quantity: Canobolas State forest , NSW*. Management, 443–448.
- Webb, A. A., Kathuria, A., & Turner, L. (2012). *Longer-term changes in streamflow following logging and mixed species eucalypt forest regeneration: The Karuah experiment*. Journal of Hydrology, 464–465, 412–422. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.07.034>

- Welch, E. B., Jacoby, J. M., & May, C. W. (1998). *Stream quality*. In R. J. Naiman & R. E. Bilby (Eds.), River ecology and management: lessons from the Pacific coastal ecoregion (pp. 69–85). Springer.
- White, D. A., McGrath, J. F., Ryan, M. G., Battaglia, M., Mendham, D. S., Kinal, J., Hunt, M. E. (2014). *Managing for water-use efficient wood production in Eucalyptus globulus plantations*. Forest Ecology and Management, 331, 272–280.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.020>
- White, D. A., Beadle, C. L., Worledge, D., & Honeysett, J. L. (2016). *Wood production per evapotranspiration was increased by irrigation in plantations of Eucalyptus globulus and E. nitens*. New Forests, 47(2), 303–317.
<https://doi.org/10.1007/s11056-015-9516-2>
- Whitehead, D., & Beadle, C. L. (2004). *Physiological regulation of productivity and water use in Eucalyptus: A review*. Forest Ecology and Management, 193(1–2), 113–140. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.01.026>
- Wildy, D. T., Pate, J. S., & Bartle, J. R. (2004). *Budgets of water use by Eucalyptus kochii tree belts in the semi-arid wheatbelt of Western Australia*. Plant and Soil, 262(1–2), 129–149.
<https://doi.org/10.1023/B:PLSO.0000037058.85572.ba>
- William, M. P., & Ian, C. (2000). *Some hydrological effects of changing forest cover from eucalypts to Pinus radiata*. Agricultural and Forest Meteorology, 100(1), 59–72.
[https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0168-1923\(99\)00086-6](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0168-1923(99)00086-6)
- Winkler, R., Moore, R. D., Redding, T. E., Spittlehouse, D. L., Carlyle-Moses, D. E., & Smerdon, B. D. (2010). *Hydrologic processes and watershed response*. In Compendium of forest hydrology and geomorphology in British Columbia (pp. 133–178).
- Wynn, T. M., Mostaghimi, S., Frazee, J. W., McClellan, P. W., Shaffer, R. M., & Aust, W. M. (2000). *Effects of forest harvesting best management practices on surface water quality in the Virginia coastal plain*. Transactions of the ASAE, 43(4), 927–936.
- Xu, Y. J., Burger, J. A., Aust, W. M., & Patterson, S. C. (2000). *Responses of surface hydrology to soil disturbance and site preparation in a lower coastal plain wetland*. New Zealand Journal of Forest Science, 30(1–2), 250–265.
- Xu, Y.-J., Burger, J. A., Aust, W. M., Patterson, S. C., Miwa, M., & Preston, D. P. (2002). *Changes in surface water table depth and soil physical properties after harvest and establishment of loblolly pine (Pinus taeda L.) in Atlantic coastal plain wetlands of South Carolina*. Soil and Tillage Research, 63(3–4), 109–121.
[https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(01\)00226-4](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(01)00226-4)
- Xu, D. P., & Zhang, N. N. (2006). *Progress of ecological effects of Eucalyptus plantations*. Guangxi For. Sci., 35(4), 179–201.
- Zhang, L., Dawes, W. R., & Walker, G. R. (2001). *Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale*. Water Resources Research, 37(3), 701–708. <https://doi.org/10.1029/2000WR900325>
- Zhang, L., Vertessy, R., Walker, G., Gilfedder, M., & Hairsine, P. (2007). *Afforestation in a catchment context*. Industry Report 1/07, (01), 1–60.
- Zhang, Y., Richardson, J. S., & Pinto, X. (2009). *Catchment-scale effects of forestry practices on benthic invertebrate communities in Pacific coastal streams*. Journal of Applied Ecology, (MacDonald 2000).
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01718.x>
- Zhang, L., Zhao, F. F., & Brown, A. E. (2012). *Predicting effects of plantation expansion on streamflow regime for catchments in Australia*. Hydrology and Earth System Sciences, 16(7), 2109–2121.
<https://doi.org/10.5194/hess-16-2109-2012>
- Zhu, L. W., Zhao, P. Q., Wang, Q., Ni, G. Y., Niu, J. F., Zhao, X. H., ... Zhang, Z. F. Z. (2015). *Stomatal and hydraulic conductance and water use in a eucalypt plantation in Guangxi, southern China*. Agricultural and Forest Meteorology, 202, 61–68. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.12.003>
- Zimmermann, A., Francke, T., & Elsenbeer, H. (2012). *Forests and erosion: Insights from a study of suspended-sediment dynamics in an overland flow-prone rainforest catchment*. Journal of Hydrology, 428–429, 170–181.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.039>

9

Los efectos del cultivo del *Eucalyptus* sobre los **incendios** en la bibliografía científica



Autores de este informe:

José Antonio Vega, experto senior (Sociedad Española de Ciencias Forestales)
asisitido por un equipo formado además por Stéfano Arellano Pérez y
Ana María Ruiz González (Departamento de Ingeniería Agroforestal, USP) y
Enrique Jiménez, Cristina Fernández y José María Fernández Alonso
(Centro de Investigación Forestal. Lourizán. Consellería de Medio Rural. Xunta de Galicia)

CONTENIDO

1. Introducción: estado del arte sobre la temática, incluidas subáreas [119]
2. Países prioritarios identificados [120]
3. Metodología y clasificación de la bibliografía identificada [122]
4. Listado de la bibliografía identificada [122]
5. Principales conclusiones y su vinculación con los parámetros de gestión/desarrollo rural de relevancia identificados para el área temática concreta (número de publicaciones identificadas, especies, área geográfica, etc.) incluyendo un cuadro resumen (vid. Esquema propuesto más abajo) [124]
 - 5.1 Cómputo de publicaciones con conclusiones vinculadas a parámetros de gestión/ desarrollo rural
 - 5.2 Fiabilidad, aplicabilidad y grado de consenso
6. Lagunas temáticas y geográficas identificadas y posibles proyectos de investigación para cubrirlas [128]
7. Conclusiones y reflexiones finales [130]
 - 7.1 La protección contra incendios en las plantaciones de eucalipto es un punto clave de su gestión sostenible
 - 7.2 La estructura de los combustibles forestales y el comportamiento modelado del fuego de los eucaliptales presentan rasgos positivos y negativos, en términos de peligrosidad de incendio, respecto a los pinares y matorrales
 - 7.3 La humedad del combustible es una variable esencial en la determinación de peligro de incendio y es un input clave en los modelos de estimación del comportamiento del fuego
 - 7.4 La discusión sobre si las masas de eucalipto arden más o menos que otras cubiertas arbóreas forestales parece no tener fin
 - 7.5 Posible influencia del fuerte aumento de la superficie del eucalipto en los últimos decenios sobre la frecuencia o extensión de los incendios
 - 7.6 Se necesita un análisis en profundidad de los tratamientos preventivos para evaluar su eficacia, longevidad, impactos ambientales y aspectos económicos
 - 7.7 El post-incendio en los eucaliptales plantea también varios retos
 - 7.8 Otros modelos de gestión forestal del eucalipto podrían integrarse con los existentes
8. Bibliografía [144]

1. Introducción: estado del arte sobre la temática, incluidas subáreas

Existe una abundante literatura científica sobre la relación: eucalipto-fuego. Por ejemplo, la entrada “*Eucalyptus AND fire*” en *Google Scholar* produce unos 125.000 resultados. Aunque la gran mayoría de ellos tratan muy tangencialmente la cuestión, proporcionan una primera indicación del caudal de información existente y del esfuerzo investigador sobre el tema.

En este informe se ofrece una breve visión del estado de la investigación sobre la temática indicada y unas reflexiones sobre algunos de sus resultados, carencias, limitaciones e incertidumbres, desde una perspectiva aplicada a la gestión forestal de las plantaciones ibéricas. De antemano conviene aclarar que nuestra aproximación al tema ha dejado conscientemente de lado aspectos de la relación eucalipto-fuego, que no se han considerado pertinentes de incluir en este estudio. Como ejemplo de estos últimos podemos mencionar la respuesta fisiológica del género frente al daño por el fuego, su probado, o no, carácter invasor post-incendio, el impacto ambiental de los incendios en las plantaciones y fuera de ellas y otras temáticas conectadas, con la sociología, y que tienen que ver con cuestiones como la percepción de la población sobre la mayor o menor presencia de los incendios en áreas con predominio de eucalipto, causalidad de esos fuegos, etc.

En términos generales, el análisis de la literatura científica sobre la relación eucalipto-fuego muestra que la investigación desarrollada ha girado, principalmente, en torno a seis subáreas.

La primera está enfocada a una evaluación del peligro de incendios en los bosques nativos y las plantaciones de este género debido a las propias características de las masas y la vegetación del sotobosque, con sus restos vegetales asociados, constituyendo los denominados *combustibles forestales*. Esa información resulta crítica desde el punto de vista de la gestión forestal, tanto para determinar las zonas de mayor peligro como para la planificación de tratamientos preventivos, la predicción del comportamiento del fuego en un posible incendio que afecte a esa vegetación y la severidad del incendio. Todo ello sin olvidar que los combustibles son también parte esencial del almacenamiento de C realizado por las plantaciones y bosques nativos de este género, y fuente de importantes emisiones de CO₂ cuando arden en los

incendios (French *et al.*, 2011; Keane, 2015).

La segunda subárea temática se refiere a la predicción del peligro de incendio en los eucaliptales, en base a la *humedad del combustible*. Esta variable juega un papel esencial en todos los sistemas de evaluación del *peligro de incendios*, en general, por ser un input esencial de los modelos de estimación del comportamiento del fuego (Chuvieco *et al.*, 2012; Mathews, 2014; Ruiz-González y Vega, 2007). Detrás de la ocurrencia de grandes incendios, afectando a eucaliptales nativos en Australia o a plantaciones en Portugal, España o Chile, están siempre la sequía acumulada, unas condiciones meteorológicas extremas en el momento del incendio y su asociada baja humedad de los combustibles (e.g. Cruz *et al.*, 2012; Fernandes *et al.*, 2016 a, b, 2019a; Nolan *et al.*, 2016; Comissao Técnica Independiente, 2017, 2018; Viegas *et al.*, 2017). Por tanto, una mejora en nuestra capacidad predictiva de su variación supone una ayuda no desdeñable en la gestión del fuego en estas masas.

El tercer aspecto temático abordado por la investigación sobre eucalipto y fuego es la predicción del *comportamiento del fuego* en las masas de este género, un factor capital para un combate eficiente del incendio en eucaliptales, la protección de las áreas habitadas próximas a sus masas y la planificación de las acciones preventivas sobre los combustibles. En regiones como el NW Ibérico, donde los eucaliptales se encuentran próximos a muchos núcleos de población, resulta esencial una buena capacidad de predicción del comportamiento del incendio, en base a la meteorología, combustibles y relieve del terreno locales. En Australia los incendios en bosques de eucalipto alcanzan frecuentemente dimensiones y potencias muy considerables (Luke y McArthur, 1978; Gill *et al.*, 1981; Pyne, 2006; Attiwill y Adams, 2013), en parte favorecidas por condiciones meteorológicas extremas, y a menudo causan catástrofes muy importantes, con un número sustancial de víctimas. A lo largo del tiempo se ha acumulado allí una notable experiencia en la extinción de incendios en ese tipo de vegetación. La investigación australiana se ha beneficiado de ello y ha generado diferentes modelos de predicción del comportamiento del fuego en bosques de eucalipto (e.g. Cruz *et al.*, 2014, 2015a, b) que también se aplican a las plantaciones (Plucinski *et al.*, 2017). No obstante, esa aplicación dentro y fuera de Australia (e.g. Mirra *et al.*, 2017, Comissao Técnica Independiente, 2017; Jenkins *et al.*, 2016) a las plantaciones,

debe considerarse como una aproximación provisional, ya que como luego se indica, la estructura de las masas y la gestión forestal tienen una importancia crítica en los combustibles y el comportamiento del fuego y esos dos aspectos difieren notablemente entre las plantaciones y las masas nativas citadas.

El cuarto bloque temático de investigación tiene que ver con la planificación y ejecución de *tratamientos preventivos* para alterar la estructura de los combustibles, facilitando así la extinción del incendio, al reducir la intensidad del fuego. También, por tanto, limitando sus consecuencias. En las plantaciones en estaciones de alta productividad forestal, como Galicia, (lo que implica también niveles elevados de carga de combustible), en las que además la frecuencia de incendio forestal es alta, la necesidad de tratamientos preventivos se vuelve más crítica (e.g. Cheney y Richmond 1980; Mirra *et al.*, 2017). Determinar qué tipos de tratamientos, que actúen sobre el dosel de copas o los combustibles de superficie, son más eficientes, cómo puede optimizarse su ubicación, los posibles efectos ambientales causados por su uso y la periodicidad más adecuada de su aplicación, son algunos de los aspectos más relevantes, desde el punto de vista práctico, este bloque.

La quinta subárea tiene que ver con los resultados de investigación relativos a la mayor o menor *selectividad o propensión por el fuego* que presentan las plantaciones de eucalipto. Este problema es típico de los territorios donde el eucalipto se ha introducido y existen frecuentes incendios que causan daños ambientales a numerosos recursos y amenazan con frecuencia a zonas habitadas. El mayor caudal de información proviene de Portugal y España. La investigación efectuada persigue determinar si las plantaciones de ese género se ven afectadas en mayor medida que la que le correspondería, teniendo en cuenta la superficie que ocupan, comparadas a otros tipos de vegetación quemada en el mismo territorio (e.g. Moreira *et al.*, 2009; Rego y Silva, 2014; Barros *et al.*, 2014; Chas-Amil *et al.*, 2020). También se explora si pueden desarrollarse modelos que predigan esa facilidad en base a parámetros dasonómicos (Botequim *et al.*, 2013). El tema es complejo y, como veremos, entremezclado de aspectos subjetivos y presiones sociales ajena a la gestión, e incluso a veces, al conocimiento científico.

Por último, el sexto bloque considera la *regeneración y resiliencia post-incendio* de las plantaciones de euca-

lipto, en términos de su capacidad de supervivencia post-incendio (Catry *et al.*, 2013) y la regeneración natural por semilla, que garanticen la persistencia de la masa (Águas *et al.*, 2014). Se incluye aquí también la determinación de la severidad del fuego en las plantaciones y un mejor conocimiento de las variables que la determinan (Hammill y Bradstock, 2006; Ndalila *et al.*, 2018), así como la evaluación económica del impacto del incendio (Stephenson, 2010; Stephenson *et al.*, 2013) y la necesidad de realizar medidas paliativas de algunos de los daños causados por el incendio (Vega *et al.*, 2013; Fernández *et al.*, 2019).

2. Países prioritarios identificados

La mayor parte de las publicaciones analizadas en detalle (263) del área temática eucalipto - incendios (Tabla Excel adjunta), corresponde a investigaciones desarrolladas en Australia y Nueva Zelanda (116), seguidas de Portugal (69) y de España (57). En menor medida existe investigación efectuada en Brasil, EE. UU., Chile, Sudáfrica y China. Los porcentajes respectivos están indicados en la Fig. 1, mientras que la Fig. 2 muestra la distribución del número de publicaciones de cada país por subárea temática.

Existen diferencias sustanciales entre las características de las masas, las condiciones climáticas, los sistemas de gestión y el contexto socioeconómico de los países mencionados. En Australia en el cómputo del área ocupada por el eucalipto es abrumador el porcentaje de bosque nativo frente al que supone las plantaciones. Además, el bosque nativo se encuentra en condiciones edafoclimáticas muy variadas, respecto a las plantaciones, situadas principalmente en áreas de clima templado-húmedo y seco. Aunque en Chile la especie dominante en sus plantaciones es la misma que la principal existente en la Península Ibérica (*Eucalyptus globulus*), y las condiciones climáticas son bastante similares, los suelos y la gestión difieren notablemente. Predominan allí grandes extensiones particulares gestionadas industrialmente, mientras en la Península Ibérica las plantaciones pertenecen mayoritariamente a propietarios particulares, pero instaladas en predios de muy pequeña extensión, con frecuencia cercanas a pequeños núcleos de población, y principalmente creciendo en clima oceánico-húmedo. No obstante, en Portugal hay también plantaciones de mayor extensión, gestionadas más intensivamente, e incluyendo estaciones

con mayor influencia mediterránea y menor precipitación que en el NW de España. En Brasil, las especies dominantes en las plantaciones son las adaptadas a clima tropical o subtropical, aunque también predominantemente

del tipo “gum”, con mayores producciones que en los otros países, y gestionadas en grandes extensiones. Estas diferencias afectan a los combustibles, su gestión preventiva, la frecuencia de incendios y la propagación del fuego.

Fig. 1

Porcentaje de la información disponible generada por países

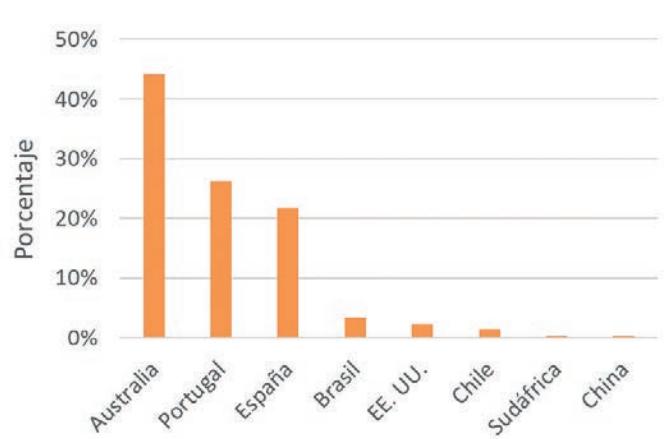
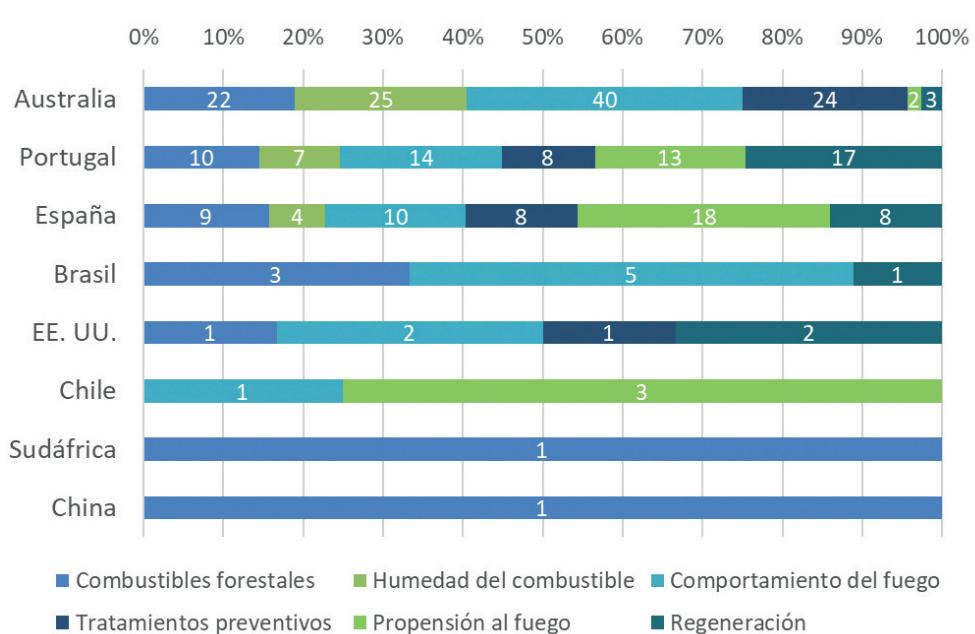


Fig. 2

Distribución del número de publicaciones de cada país desglosado por subáreas temáticas, en términos relativos (eje X) y absolutos (valores en el interior de las barras)



3. Metodología y clasificación de la bibliografía identificada

Se ha efectuado un rastreo de información científica y técnica usando cinco motores de búsqueda: *Google*, *Google Scholar*, *Microsoft Academic*, *Web of Science* y *Scopus*. Actualmente esas cinco herramientas de prospección de información en la red se consideran las más potentes. Sin embargo, esos sistemas de búsqueda de información están principalmente centrados en artículos de revistas científicas más que en otras fuentes de “literatura gris” (informes de proyectos de investigación, estudios, informes de instituciones científicas, revisiones e informes técnicos, tesis doctorales, trabajos académicos y otros) que también pueden resultar complementarias. Esas últimas han sido asimismo indagadas, y en cierta medida se han podido consultar, como también libros existentes sobre la materia.

4. Listado de la bibliografía identificada

En total se han revisado unas 500 publicaciones -sin contar los libros- que guardan relación directa o indirecta con la temática eucalipto-incendios. De ellas se han referenciado 263 en la Tabla Excel adjunta, mientras la mayoría de las analizadas se han adjuntado en formato pdf. La mayor parte de esta información corresponde a artículos publicados en revistas científicas (100) incluidas en el JCR (*Journal of Citation Reports*), una base de datos donde se consignan las revistas con la reputación científica más alta a nivel global. En otras revistas se han encontrado 97 artículos. Las referencias correspondientes a libros y capítulos de libros han sido 24, las comunicaciones a congresos 22, los manuales e informes técnicos revisados 17, y las tesis doctorales 3. El 93,6% de esos trabajos se ha publicado en este siglo y en los diez últimos años alrededor de tres cuartas partes de la información revisada.

A cada artículo se le ha asignado un valor sobre el nivel de fiabilidad, consenso y aplicabilidad a la gestión de las plantaciones ibéricas (Tabla Excel adjunta).

Para valorar el grado de fiabilidad se ha establecido el siguiente criterio: asignar a artículos JCR y capítulos de libros el valor 1, tesis doctorales, manuales y artículos en revistas no JCR el valor 2, y comunicaciones a congresos

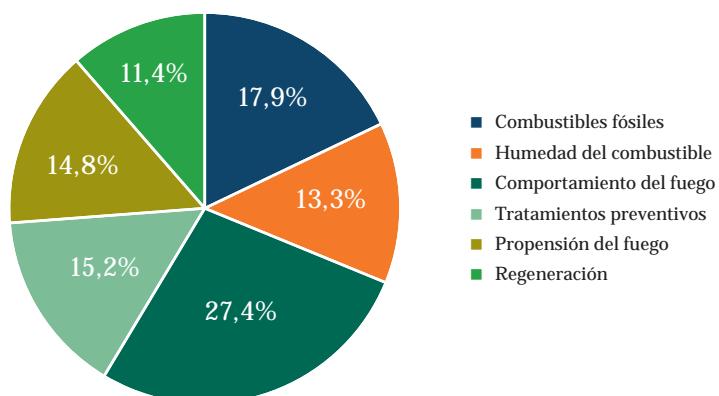
e informes técnicos un 3. En cuanto al grado de aplicabilidad a nuestro entorno de gestión, el criterio seguido ha sido: publicación referida a plantación y dentro de la Península, el valor 1, relativa a plantación fuera de la Península, un 2, y bosque nativo, un 3.

Asignar un grado de consenso científico a cada publicación no resulta tarea sencilla. Algunas publicaciones ofrecen resultados de gran calidad que alimentan la controversia en relación a ciertos puntos concretos de investigación sobre los que existen resultados dispares, o bien están sometidos a crítica por grupos de científicos que sostienen interpretaciones diferentes sobre los resultados existentes. Catalogar el nivel de ese conflicto probablemente encierra un alto grado de subjetividad. Aun así, hemos preferido que los investigadores contribuyentes a este informe hicieran esa estimación para cada bloque, individualmente, basada en su conocimiento experto. Según lo anterior, cada publicación ha sido clasificada con un valor numérico entre 1 y 5, significando el primer dígito que los resultados ofrecidos están dentro de la corriente mayoritaria de opinión científica, concordante sobre ese tema, y el segundo, que esos resultados son radicalmente opuestos a esa corriente. Ciertamente hay temas en los que, de entrada, el consenso entre los resultados de investigación es más escaso, como por ejemplo el relativo a la *propensión a arder*. Esas publicaciones han sido calificadas casi siempre con un valor numérico indicativo de escaso consenso. Todo lo anterior indica que en las calificaciones sobre el consenso un mismo valor numérico puede tener significaciones algo distintas, y por tanto aquellas deben tomarse con bastante cautela. No obstante, creemos que, para los gestores forestales, no investigadores, pero preocupados por mejorar su actividad, esas cifras pueden darle una pista en relación al grado de incertidumbre asociado a resultados o aseveraciones procedentes de estudios científicos solventes. Esta información tiene valor estratégico de cara a la defensa de aspectos de la gestión frecuentemente criticados con poco fundamento. Saber que sobre esos mismos aspectos no existe un consenso científico total suministra argumentos para la defensa. Sin embargo, es importante ser consciente de que es normal también en el ámbito científico que ciertos puntos estén sujetos a debate.

La Fig.3 muestra la distribución aproximada, en porcentaje, de la información revisada en cada una de las subáreas citadas, apreciándose un mayor esfuerzo de investigación en la predicción del comportamiento del

Fig. 3

Distribución porcentual de la información disponible según las subtemáticas indicadas



fuego y cifras relativamente similares para las restantes.

Entrando en algo más de detalle en los contenidos de cada subárea, los aspectos desarrollados en la investigación sobre los *combustibles* básicamente comprenden: a) la cuantificación de sus características, b) la modelización de los atributos de esos complejos y c) la construcción de guías de peligro basadas en esas características. La cantidad de información disponible en cada uno de esos aspectos supone el 40%, 31% y 29% del total sobre combustibles, respectivamente. La efectuada sobre plantaciones de *E. globulus* representa alrededor de un tercio de la total.

Las publicaciones sobre *humedad* de los combustibles de eucalipto han abordado: a) la predicción del contenido de agua de los combustibles muertos, b) su relación con los índices de peligro y c) el contenido de agua en los combustibles vivos.

Las líneas de estudio sobre el *comportamiento* del fuego se han dirigido hacia: a) la predicción de las variables físicas que cuantifican la dinámica de propagación del fuego, y resultan esenciales para el control del incendio, b) el análisis de casos de incendios, c) la inflamabilidad y d) la generación de pavesas y saltos de fuego, dos procesos de gran importancia en la propagación del fuego y en su intensidad final. Esas líneas absorben un 39,1%, 25,4%, 23% y 12,6%, respectivamente, del total de publicaciones sobre esta área de conocimiento.

La investigación en *tratamientos preventivos de com-*

bustible se ha centrado en: a) la evaluación de su eficacia y longevidad, con el (69,8% de la producción científica total sobre esta subárea), b) el conocimiento de sus efectos ambientales, incluyendo su uso para la gestión de la biodiversidad (22,3%) y c) la elaboración de guías para la aplicación de tratamientos, con especial énfasis en el uso del fuego prescrito (7,9%).

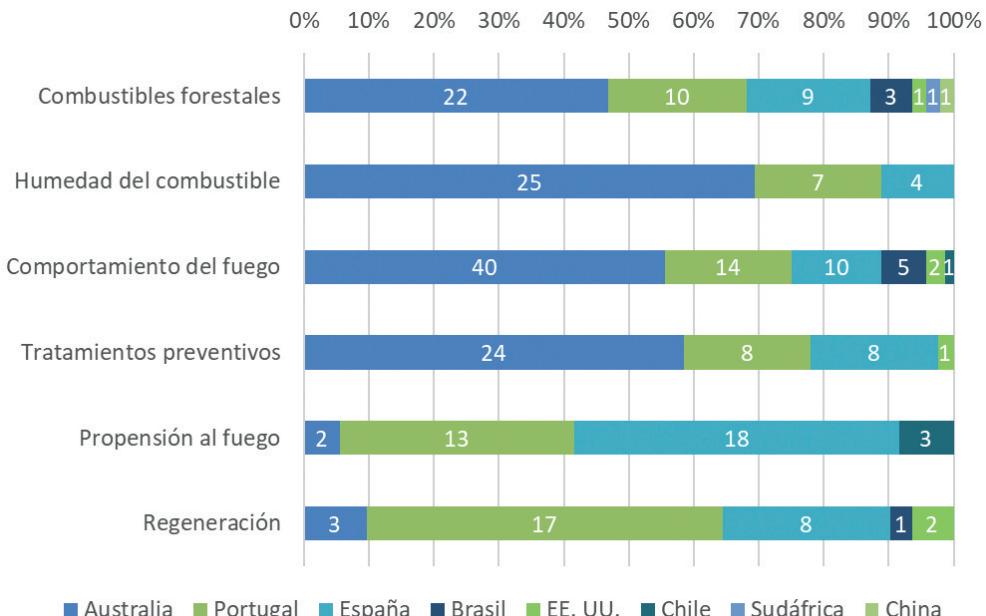
Respecto a la *propensión o selectividad* por el fuego de los eucaliptales, los trabajos revisados se agrupan en dos categorías: a) la cuantificación de la propensión al fuego que los eucaliptales presentan en comparación con otras cubiertas vegetales y b) la construcción de modelos de riesgo que predigan la probabilidad de aparición o propagación del fuego a partir de datos biogeográficos. Los trabajos de la primera categoría son la gran mayoría en este bloque (88%). Toda la información disponible proviene de plantaciones de *E. globulus* y la gran mayoría de la Península Ibérica.

En relación a la *regeneración y resiliencia* al fuego, la investigación se ha movido en tres líneas: a) la evaluación de la supervivencia post-incendio de individuos de este género, b) la regeneración por semilla tras incendio de las masas forestales afectadas y c) la cuantificación de la severidad del daño causado por el fuego. Las contribuciones relativas de cada línea han sido del 24,4%, 54% y 21,6%, respectivamente.

La Fig. 4 resume la distribución de la contribución de cada país en cada subárea temática.

Fig. 4

Distribución de la contribución de cada país a cada subárea temática, expresada en porcentaje y número de publicaciones



5. Principales conclusiones y su vinculación con los parámetros de gestión/desarrollo rural de relevancia identificados para el área temática concreta (número de publicaciones identificadas, especies, área geográfica, etc.) incluyendo un cuadro resumen (vid. Esquema propuesto más abajo)

Este apartado se ha subdividido en dos. Se recuerda aquí que las conclusiones del estudio son también abordadas en el apartado 6 de este informe.

5.1 Cómputo de publicaciones con conclusiones vinculadas a parámetros de gestión/ desarrollo rural

En este subapartado se comentan los resultados resumidos en la tabla incluida como Anexo 5. Para llegar a ese resumen, cada artículo fue revisado y los valores de los parámetros de gestión / desarrollo rural de relevancia incluidos en el texto fueron anotados. Para efectuar esa tarea se distinguieron los siguientes parámetros: origen de la masa (plan-

tación o masa natural), especie (*E. globulus* u otras especies), ámbito climático (oceánico, mediterráneo y templado), variables de rodal (clase natural de edad, edad, altura media de la masa, densidad, fracción de cabida cubierta), tratamientos selvícolas usados (claras, selección de brotes), tratamientos del combustible de sotobosque (quema prescrita, desbroces, pastoreo), tratamiento de los restos de corta (quema prescrita, trituración), turno, tipos de corta, preparación del suelo y fertilización. Todos ellos se han desglosados por subáreas temáticas, y se ha incluido el recuento del número de referencias. No se ha podido incluir ninguna variable relativa al desarrollo rural por no estar presente de forma explícita en las publicaciones revisadas.

Origen, especie de eucalipto y clima

El 59% de las publicaciones se centran en plantaciones y el 41% en bosques naturales. Obviamente, todos los eucaliptales incluidos en los artículos científicos de la Península Ibérica son plantaciones, y, en cambio, un porcentaje muy alto de las publicaciones australianas se refiere a los bosques nativos allí existentes. En las subáreas temáticas de *combustibles, propensión y regeneración* dominan las relativas a plantaciones; por el contrario, en las subáreas de *humedad, comportamiento y tratamientos* son mayoría las que se refieren a los bosques naturales. Por otro lado, un poco más de la mitad (55%) de las publicaciones donde se evaluaron los parámetros de gestión tienen a *E. globulus* como especie del área de estudio (incluyéndose 6 con *E. nitens*), correspondiéndose la otra mitad con especies diferentes de estas dos. Los estudios de *E. globulus* son casi todos de plantaciones y se concentran en la Península Ibérica, pero también se encontró algún artículo con esta especie en Australia y EE. UU. *E. marginata* (jarrah), *E. diversicolor* (karri), *E. obliqua* (messmate stringy bark) y los “mallee” (de porte arbustivo) son especies y géneros que habitualmente forman parte de los bosques naturales de eucalipto australianos. En cambio, en Brasil encontramos principalmente plantaciones de *E. grandis* e *E. urophylla*. De nuevo los porcentajes del número de referencias se encuentra igualado entre las subáreas temáticas, si comparamos estudios con *E. globulus* frente a otras especies del género, con la excepción de las subáreas de *propensión y regeneración*, en las que la gran mayoría de estudios se efectuaron en *E. globulus*. Además, las publicaciones se encuentran bien repartidas entre los tres tipos de climas donde este género es más abundante: templado en Australia, oceánico en la fachada Atlántica de la Península Ibérica y mediterráneo en la mitad sur de la Península, Chile, en la costa oeste de EE. UU. y SW australiana. Se encontraron 19 publicaciones donde el clima del área de estudio era tropical (Brasil) o subtropical (Australia). Estas aparecen agrupadas junto con las de clima templado, en la tabla del Anexo 5. Por último, como conclusión general en relación a los tres últimos parámetros de gestión co-

mentados podemos decir que existen mayoritariamente dos grandes tipos de estudios: i) los efectuados en plantaciones de *E. globulus* en la Península Ibérica con clima oceánico-mediterráneo o ii) los realizados en bosques naturales de *Eucalyptus spp.* en Australia con clima templado de influencia oceánica o mediterránea.

Variables de rodal: edad, altura, densidad y cobertura del dosel de copas

En primer lugar, 48 publicaciones de 263 ofrecen algún tipo de dato relacionado con la edad del eucaliptal a estudiar (e.g. explícitamente la edad de la masa, la altura del arbolado, el área basimétrica o la clase natural de edad). En general, se ha incluido la altura en estudios en bosques naturales y la edad en estudios en plantaciones. La edad de la masa estudiada se incluyó en 27 publicaciones (e.g. Vega, 1985; Silva *et al.*, 2016; Pérez-Cruzado *et al.*, 2011; Arellano, *et al.*, 2017). Por otro, 14 publicaciones consignaron la altura de la masa (e.g. McCaw *et al.* 2003, 2008, 2012; Gould *et al.*, 2007a, b; Mathews *et al.*, 2007 y 2010; Cheney *et al.*, 2012; Sharples *et al.*, 2011; Slijepcevic *et al.*, 2013, 2015; Arellano *et al.*, 2017). Otros estudios usaron la clase natural de edad (e.g. Vega y Casal 1986; Viegas *et al.*, 1992; Wright *et al.*, 2014; Arellano *et al.*, 2017). La densidad de las plantaciones estudiadas consta en 26 de las publicaciones. Por último, la cobertura del dosel de copas de la masa se indicó en 35 publicaciones, la mitad en plantaciones y la otra mitad en bosques naturales.

Tratamientos selvícolas y de combustible

Solamente en cinco estudios se menciona que se llevaron a cabo tratamientos de clara: tres de ellos en masas naturales (Burrows *et al.*, 1999; Birk *et al.*, 2011; Cary *et al.*, 2017) y dos en plantaciones (Ferreira *et al.*, 2012 y Grigg *et al.*, 2010). Se informa de selección de brotes en los estudios de Ferreira *et al.* (2012) y Mirra *et al.* (2017), en plantaciones de Portugal, y en los de O’ Connell y McCaw (1997) en masas naturales australianas. En lo que respecta a tratamientos de combustible del sotobosque, el uso de la quema prescrita como tratamiento de combus-

tible de sotobosque consta en un total de 44 estudios. Este tratamiento se aplicó especialmente en bosques naturales de Australia (e.g. Gould *et al.*, 2007 a, b; Hollis *et al.*, 2011), pero también en plantaciones de Portugal (Pinto *et al.*, 2013; Fernandes *et al.*, 2003; Fernandes, 2015), de España (Pita y González, 1977; Vega, 1978; Vega, 1985; Bará *et al.*, 1994) y Brasil (De Souza *et al.*, 2017). La realización de desbroces se menciona solamente en cuatro estudios en plantaciones de Portugal (Fernandes *et al.*, 2011; Botequim *et al.*, 2013; Mirra *et al.*, 2017; Ferreira *et al.*, 2012 y Martín *et al.*, 2016). Estos dos últimos estudios aconsejan de 1 a 3 desbroces por turno. Por otro lado, Rigueiro y Vega (1983), Vélez (1981), Rigueiro (1985), Rigueiro *et al.* (2005), y McCaw y Smith (2002) abordaron uso del pastoreo como control de la vegetación combustible del sotobosque. Vale la pena destacar el completo estudio de Mirra *et al.* (2017) en el que además del desbroce, se analiza la trituración y uso de fitocidas para controlar el combustible de sotobosque. En cuanto a la gestión de los restos de corta, la quema prescrita aparece utilizada en cuatro estudios (Gould *et al.*, 2004; McCaw 2013; Mirra *et al.* 2017; Penman *et al.*, 2008).

Turno, tipo de corta, preparación del suelo y fertilización

En muy pocas publicaciones de eucalipto e incendios (4) se hizo mención del turno, correspondiéndose con plantaciones, habitualmente de turno corto (Qiao *et al.* 2016; Fernandes *et al.*, 2011). Por otro lado, la información del tipo de corta, mayormente a hecho, aparece en 10 estudios, casi todos ellos efectuados en plantaciones (e.g. Fernandes *et al.*, 2011; Martín *et al.*, 2016; Mirra *et al.*, 2017). La excepción son los estudios de McCaw *et al.* (1996),

Penman y York (2010) y Penman *et al.* (2008) en los que se llevaron a cabo cortas a hecho en masas naturales australianas. Además, en estos dos últimos trabajos se mencionan la corta a hecho con selección de árboles padre, ya que se trata de especies no rebrotadoras. En cuanto a la preparación del suelo la mencionan los estudios en plantaciones de Carneiro *et al.* (2014), Dos Reis *et al.* (2018) y Mirra *et al.* (2017), en los que se realiza un subsolado. Por último, hacen referencia a la fertilización en plantaciones los estudios de González-García *et al.* (2016) y Moreira *et al.* (2009) y en bosques naturales el de Grigg *et al.* (2010).

En resumen, podemos decir que la información más directamente relacionada con los parámetros de gestión, recogida en las publicaciones sobre eucalipto-fuego, aparece en un número muy escaso de éstas. Solo el 18% muestra datos de variables de la masa y el 16,7% presenta información sobre tratamientos de combustible. Sobre los restantes parámetros de gestión, esos porcentajes son muy bajos: 1,9% o inferiores a él. Es preocupante la escasa información que los estudios analizados suministran sobre los parámetros de gestión citados. Sin embargo, es aún más grave la nula atención que la mayor parte de estos estudios dedican en su diseño experimental a la influencia que en los resultados de esa investigación puede tener el tipo de gestión realizada. Es decir, la gran mayoría de la investigación realizada no relacionó la gestión con la conexión eucalipto-incendios, cuando los resultados de otras investigaciones más recientes han puesto de manifiesto la radical importancia de la gestión en la gravedad de los incendios en eucaliptales.

Es destacable también la ausencia de información sobre la conexión entre eucalipto-fuego-desarrollo rural.

5.2 Fiabilidad, aplicabilidad y grado de consenso

La tabla del Anexo 5 muestra también una cuantificación de la confiabilidad y el grado de aplicabilidad a nuestras masas ibéricas de los resultados y conclusiones de las publicaciones analizadas. Asimismo, ofrece información

orientativa sobre el nivel de consenso que suscitan esos resultados obtenidos entre los investigadores en las respectivas seis subáreas temáticas consideradas.

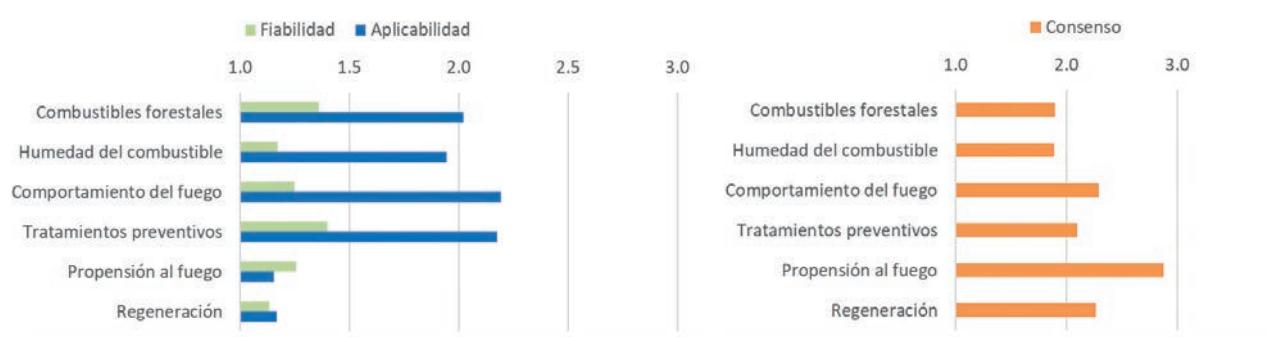
En conjunto, no existe un grado de consenso pleno en ninguno de los bloques analizados (Fig. 5), lo que resul-

taba esperable, dado que se recoge información muy diversa y en un intervalo de tiempo considerable (de hasta 55 años). Destacan por su más alto nivel de consenso los estudios relativos a atributos de *combustibles* (puntuación: 1,88) y predicción de *humedad del combustible* (1,89), con calificaciones muy similares. Esto podría reflejar un apreciable grado de aceptación de las metodologías usadas y resultados obtenidos sobre esas dos subáreas, así como su importancia para caracterizar el peligro de incendios en eucaliptales. Esto parece más plausible que la interpretación de un acuerdo total sobre la calidad y suficiencia de información obtenida. A poca distancia de los anteriores, los *tratamientos* de combustible son calificados con 2,1 puntos. Estos últimos son seguidos por *regeneración* y *comportamiento del fuego*, ambos con 2,3 puntos. La necesidad crucial de disponer de capacidad predictiva del comportamiento del fuego es ampliamente asumida por la comunidad científica y la técnica involucrada en el combate del incendio. Por ello la disminución de su valoración respecto al máximo posible de fiabilidad podría obedecer a otras razones. Cabe especular que algunas estén relacionadas con el reconocimiento de las limitaciones de los pasados (y parte de los actuales) modelos predictivos, la disconformidad respecto a la extrapolación de los resultados de ensayos de inflamabilidad, realizados

a pequeña escala, al comportamiento del fuego desarrollado en los incendios a una escala de decenas o miles de hectáreas. También podría reflejar un grado de escepticismo respecto a la aplicabilidad de los resultados generados por simuladores geoespaciales de comportamiento a incendios reales. No cabe desechar la insatisfacción causada en el ámbito investigador por las limitaciones administrativas a la experimentación con fuego real, que repercuten negativamente en el avance científico sobre la materia, así como la inadecuación del uso de modelos generados en unas condiciones y aplicados en otras, posiblemente entre otras muchas razones más. Es posible que la ausencia de consenso científico sobre el fuego prescrito esté también detrás de su resultado en ese apartado en la subárea de *tratamientos*. Respecto a la de *regeneración*, el nivel de consenso indicado (2,3) podría estar reflejando la confrontación entre opiniones contrapuestas respecto a si el eucalipto se comporta, o no, como una especie invasora tras incendio. Finalmente, el nivel de consenso más bajo (2,9) se detectó en la subtemática ligada a la *propensión* al fuego de los eucaliptales. Aquí existe un desacuerdo mayor entre los resultados de investigación, comentado con algo más de detalle más adelante, y es razonable esperar un valor más elevado del indicador correspondiente.

Fig. 5

Niveles medios de fiabilidad (parte superior) escalada de 1 (mayor) a 3 (menor), del grado de consenso (parte inferior) escalado de 1 (mayor) a 5 (menor) y del grado de aplicabilidad a las plantaciones de eucalipto de la Península Ibérica (parte superior) escalada de 1 (mayor) a 3 (menor), relativos a la investigación revisada sobre la conexión eucalipto-fuego.



6. Lagunas temáticas y geográficas identificadas y posibles proyectos de investigación para cubrirlos

En este apartado se exponen algunas de las carencias, a nuestro juicio más importantes, en el ámbito del conocimiento científico aplicado a la gestión, principalmente la preventiva de incendio, en las plantaciones de eucalipto de nuestro país. Algunas de esas carencias están conectadas con las propuestas de proyectos de investigación, que se recogen en la tabla del Anexo 6, y que podrían desarrollarse para contribuir a mitigar esas necesidades de información. Adicionalmente, en cada sección relativa a los bloques temáticos abordados en esta revisión se mencionan algunos de los temas en los que hay una apreciable falta de un conocimiento aplicado a la gestión. Como en cualquier área científica existe una gran cantidad de lagunas de conocimiento y se ha preferido señalar solo las más importante a juicio de los relatores del estudio. Por tanto, no cabe descartar la subjetividad en la selección de las carencias de información.

La falta de conocimiento en ciertas cuestiones relativas al contexto eucalipto-incendio presentadas a continuación guardan estrecha relación con el nivel de información existente en cada uno de los bloques temáticos indicados líneas más arriba. También los grados de fiabilidad, su capacidad de poder ser extrapolados a nuestras plantaciones y el nivel de consenso sobre los resultados de investigación existentes han ayudado a detectar las carencias. Creemos que algunas de las reflexiones que se hacen al hilo de las carencias existentes proporcionan al lector perspectiva sobre la temática.

- 1 La primera carencia detectada se refiere a disponer de un mejor conocimiento de los combustibles forestales en las plantaciones. De los 47 artículos revisados se infiere que la información sobre la modelización de las características de los combustibles es bastante escasa para las plantaciones de eucalipto ibéricas. Esta información, además de resultar básica para determinar el grado de peligro de incendios existente localmente, presenta también utilidad para determinar mejor la productividad de la estación, la capacidad de fijación de C y la prestación de otros servicios ecosistémicos. La instalación de eucaliptales en montes y terrenos agrícolas que tienen una larga

historia de uso humano hace más retadora la aproximación. Aunque en Galicia se conoce que, con frecuencia, las plantaciones de *E. globulus* en terreno agrícolas acumulan menos combustible muerto que los pinares de *P. radiata* a igual edad (Pérez Cruzado *et al.*, 2011), la brevedad de los turnos y la frecuencia de perturbaciones es muy posible que impidan alcanzar el estado estacionario de acumulación del combustible muerto y por tanto establecer conclusiones más sólidas al respecto. La relativa juventud de esas plantaciones y sus sucesivos aprovechamientos introduce una incertidumbre adicional. Por otro lado, se desconoce todavía si plantaciones de *E. nitens*, de mayor productividad que las de *E. globulus* y con combustibles de poder calorífico más alto, tienen una dinámica de combustibles significativamente diferente. Hasta ahora la información sobre combustibles se ha centrado en *E. globulus*. Sería necesario un mejor conocimiento de las situaciones de combustible existentes en Galicia y N de la Península, incluyendo la recuperación tras incendio, mediante métodos de inventario basados en nuevas tecnologías, más rápidas y de menor costo, que faciliten su cartografiado a nivel de paisaje. Es preciso también impulsar la modelización de aquellas características de los combustibles que sean inputs de los sistemas de predicción del comportamiento del fuego, en función de variables geográficas, climatológicas y biofísicas. Parece necesario utilizar una doble aproximación basada, en el modelado estadístico y, en el uso de las tecnologías emergentes. También sería preciso un análisis comparativo de *E. globulus* y *E. nitens*. Asimismo, evaluar el peligro debido a los combustibles de eucaliptales quemados y abandonados. Este tipo de masas, con árboles muertos en pie y caídos, y abundante regeneración de rebrotos y de semilla crea situaciones de alta peligrosidad.

- 2 Otra importante laguna encontrada se refiere a la distribución espacial de los combustibles forestales, a mayor escala, a nivel de paisaje (Keane, 2015). Las plantaciones de eucalipto del NW de España se encuentran insertadas en un paisaje mixto, en donde frecuentemente existe un contacto con diferentes tipos de vegetación, y por tanto de combustibles. O bien las plantaciones forman parte en un urbanismo

difuso (*sprawl*), en el que se mezclan muy diferentes usos de la tierra en muy poco espacio. La estructura de la propiedad en las regiones citadas promueve ese contacto múltiple. La facilidad para las igniciones en ese paisaje es muy grande y el riesgo para la población debido a los incendios es, con frecuencia, también muy elevado. A la vista de los recientes episodios vividos en la región y N de Portugal y Galicia en 2017 se sospecha que el cambio global, con su conjunción del cambio climático, abandono rural y urbanismo difuso exacerbará más ese problema en el futuro, generándose así situaciones potencialmente de alto riesgo. La facilidad para la emisión de pavesas que presenta el eucalipto acentúa ese riesgo, al poder crear focos secundarios múltiples. Teniendo en cuenta lo anterior, y la fuerte dinámica de cambio de usos del terreno en las regiones citadas, se hace preciso investigar en qué medida las plantaciones de eucalipto -que cubren una porción considerable de territorio- están modificando parámetros e índices del paisaje con repercusión en la propagación de fuego y la superficie quemada por los incendios.

3 La tercera necesidad hallada guarda relación con la revisión de 72 artículos incluidos en la Tabla de Excel adjunta. La información analizada deja claro que la predicción del comportamiento del fuego es un punto crucial para todo el sistema de protección contra incendios. En la actualidad se dispone de modelos empíricos predictivos para eucalipto, algunos de ellos desarrollados en España y Portugal, pero no se ha efectuado un análisis comparativo del comportamiento real del fuego en combustibles característicos de plantaciones de eucalipto y los de otras especies forestales en las mismas condiciones controladas. Esa carencia se ve agravada porque, como se indica en las conclusiones, los experimentos de inflamabilidad en laboratorio, con partículas de combustible, adolecen de fuertes limitaciones para reproducir el comportamiento del fuego a escala real (Fernandes y Cruz, 2012). Por ello sería importante avanzar en tres direcciones complementarias:

a) Discernir mejor la influencia de variables de combustible y ambientales sobre el comportamiento del fuego y ayudar a efectuar un escalado

más adecuado con los datos reales de comportamiento que el ofrecido por los experimentos de inflamabilidad. Se requiere para ello efectuar una serie de fuegos experimentales en túnel de combustión, de dimensiones adecuadas, donde al menos la estructura de los combustibles de sotobosque puede ser reconstruida y quemada bajo distintas velocidades del viento, humedades de combustible, y disposición. Dada la importancia de los combustibles de sotobosque para alcanzar la intensidad lineal crítica de entorchamiento, estos experimentos ayudarían a establecer los umbrales de carga tolerables en las plantaciones, útiles para determinar la periodicidad de los tratamientos preventivos de combustible.

b) utilizar experimentos controlados de campo, combinados con otros de laboratorio, para evaluar características de inflamabilidad de plantas, en un entorno de fuego más realista, siguiendo aproximaciones similares a las recientes de Prior *et al.* (2018) y Tumino *et al.* (2019).

c) realizar un análisis retrospectivo de incendios de gran magnitud en donde las plantaciones de eucalipto se hayan visto involucradas.

4 Otra de las carencias de información existente tiene conexiones con las subáreas relativas a la *selectividad del fuego y regeneración* de las plantaciones eucalipto frente a los incendios. Es sabido que la severidad del fuego trata de cuantificar el nivel de impacto del fuego en el sistema. Su evaluación espacial, mediante índices espectrales, obtenidos de distintos sensores instalados en diferentes plataformas remotas, está bien establecida para numerosos ecosistemas (Smith *et al.*, 2005; Key y Benson 2006; Lentile *et al.*, 2006; De Santis y Chuvieco, 2007, 2009; Miller y Thode, 2007; Holden *et al.*, 2010; Parks *et al.*, 2014; Quintano *et al.*, 2017). Su utilización en eucaliptales nativos quemados está también desarrollada (Chafer *et al.* 2004, 2016; Collins *et al.*, 2018; Tran *et al.*, 2018). Por otro lado, en los incendios de la Península Ibérica se tiene alguna reciente información sobre la evaluación de esos índices espectrales remotos para determinar la severidad del fuego en plantaciones de

eucalipto (Arellano *et al.* 2017; Fernández-Alonso *et al.*, 2016, 2019a; Picos *et al.*, 2019). Sin embargo, la capacidad de los índices para conocer las pautas espaciales de la severidad del fuego en el suelo en incendios de eucalipto y otras especies forestales continúa siendo un reto (Sobrino *et al.*, 2019; Fernández-Alonso *et al.*, 2019b). Se necesita un análisis comparativo de la severidad del fuego en las áreas quemadas de eucalipto del NW peninsular que considere a la vez su impacto en vegetación y suelo, frente a otras cubiertas de vegetación, para clarificar adecuadamente la influencia del eucalipto en la magnitud del impacto de los incendios, en comparación con otros tipos de cubierta vegetal, incluyendo su valoración económica.

- 5 Finalmente, otra necesidad de información identificada se refiere a la mejora de los tratamientos preventivos de incendios en eucaliptales. El interesante estudio desarrollado en las plantaciones de una importante compañía de celulosa por Mirra *et al.* (2017) ha ofrecido resultados valiosos, pero también ha evidenciado carencias. No existe un estudio semejante en nuestro país y entendemos que la magnitud de las operaciones de desbroce llevadas a cabo en nuestro ámbito requeriría de un estudio multidisciplinar que abordara la cuestión desde distintas perspectivas. Algunos de los puntos que creemos más interesantes a incluir en él serían: a) búsqueda de la optimización espacial de la ubicación de las áreas objeto de tratamiento de los combustibles, de cara a incrementar su eficacia en un contexto de incendios propagándose a través del paisaje (Ager *et al.*, 2013, 2014, 2017), b) inclusión de un análisis de la rentabilidad económica de los diferentes tratamientos, c) evaluación de la dinámica de reconstrucción de los combustibles tratados y periodicidad de aplicación de los tratamientos y d) compatibilización de los tratamientos con criterios de sostenibilidad, mediante la evaluación de sus efectos en nutrientes, propiedades edáficas clave y en la biodiversidad de las plantaciones.

7. Conclusiones y reflexiones finales

En lo que sigue se ofrecen algunas conclusiones, que deben considerarse más bien una discusión parcial de los resultados del estudio y reflexiones sugeridas en torno a ellos. Su intención es prestar ayuda a la gestión de las plantaciones de la Iberia húmeda, en lo referente a su conexión con el riesgo de incendio, a través de la difusión del conocimiento científico actual sobre las cuestiones abordadas. No se trata, por tanto, de conclusiones “sintéticas”. Como se indicó líneas más arriba, un conocimiento por parte de los gestores de los resultados de la investigación sobre esta temática y sus incertidumbres y limitaciones, proporciona un buen punto de partida para mejorar la gestión de estas plantaciones. También puede suministrar recursos dialécticos para oponerse a críticas poco fundadas en argumentos científicos probados sólidamente.

7.1 La protección contra incendios en las plantaciones de eucalipto es un punto clave de su gestión sostenible

Sin una gestión forestal activa, las plantaciones de eucalipto en el NW peninsular, al igual que las de otras especies forestales de rápido crecimiento, generan inevitablemente un peligro de incendios que requiere intervenciones preventivas. Este hecho se debe, básicamente, a la alta productividad forestal de esas zonas consecuencia de sus características edafoclimáticas -que originan abundantes restos, a las especies del sotobosque- en su gran mayoría rebrotadoras- existentes antes de la plantación y la arquitectura de la copa del eucalipto, que favorece la entrada de luz y precipitación al sotobosque, con el consiguiente desarrollo de un fuerte estrato de vegetación arbustiva y subarbustiva bajo el dosel arbóreo. Los inventarios de combustible efectuados en el área apoyan claramente ese cuadro.

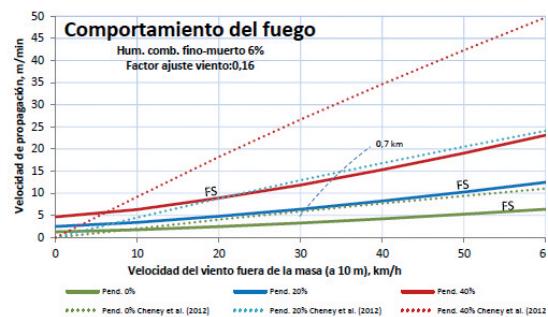
Fig. 6

Imagen de situación típica de latízal de *E. globulus* en Galicia, indicando características de los combustibles del sotobosque y dosel arbóreo, comportamiento esperado del fuego y dificultad de extinción, para un conjunto de escenarios de velocidad de viento y pendiente con un 6% de humedad del combustible fino muerto. Fuente: Arellano *et al.* (2016, 2017).



Xove (Lugo)

ARBOLADO		SOTOBOSQUE		
Especie	<i>Eucalyptus globulus</i>	Especies	<i>Pteridium aquilinum, Erica mackalana</i>	
Clase edad	Latízal	Altura inicio copa, m	12,2	Altura ponderada matorral, m
Edad, años	10	Altura media, m	19,9	Carga matorral <6 mm, Mg/ha
Densidad árboles/ha	1.689	Fracción cabida cubierta, %	55	Carga restos leñosos caldos <6 mm, Mg/ha
Diámetro normal, cm	14,5	Densidad del dosel (CBD), kg/m ³	0,22	Carga de hojarasca, Mg/ha



Fuego de superficie. Las cifras asociadas a las líneas de puntos indican distancias máximas y mínimas más probables de focos secundarios

INTERPRETACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DEL FUEGO PARA SU EXTINCIÓN

Pend., %	Velocidad del viento (a 10 m), km/h, fuera de la masa					
	10	20	30	40	50	60
0	A/A	B/A	B/B	B/B	B/B	B/B
20	B/B	B/B	B/C	C/C	C/D	D/D
30	B/B	B/C	C/C	C/D	D/D	D/D
40	B/B	C/C	D/D	D/D	D/D	D/D

Nivel	Long. llama m	Inten. lineal kW/m	Descripción del comportamiento del fuego de superficie y uso de los medios
A	≤ 1	≤ 350	Es posible efectuar ataque directo con herramientas manuales
B	1-2,5	350-1.700	Es posible efectuar ataque directo con ayuda de vehículos bomba, bulldozer o medios aéreos
C	2,5-3,5	1.700-3.500	El calor, la emisión de pavesas, y el riesgo de fuego de copas, aconsejan efectuar ataque indirecto
D	$>3,5$	>3.500	Solo es posible el ataque indirecto

7.2 La estructura de los combustibles forestales y el comportamiento modelado del fuego de los eucaliptales presentan rasgos positivos y negativos, en términos de peligrosidad de incendio, respecto a los pinares y matorrales

El Centro de Investigación Forestal de la Xunta de Galicia, en colaboración con la Unidad de Gestión Forestal Sostenible de la Universidad de Santiago de Compostela y la Universidad Juárez de México ha desarrollado una guía de catalogación de combustibles forestales de Galicia (Arellano *et al.*, 2017) que incluye modelos (Fig. 6) predictivos del comportamiento del fuego, en función de las características de la vegetación, meteorología y pendiente del terreno. Los resultados de esa investigación permiten efectuar comparaciones de la estructura de los combustibles y el comportamiento del fuego asociado en eucaliptales

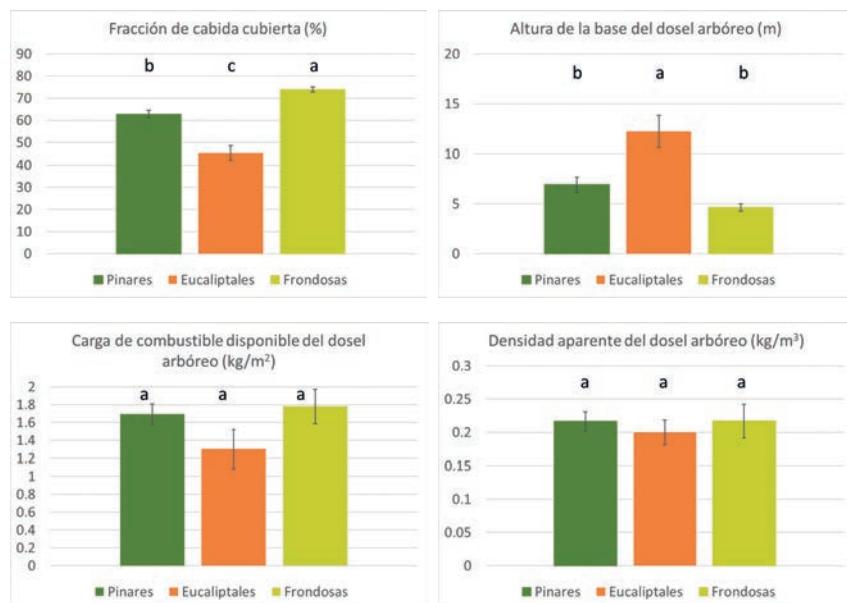
tales, con las de otras formaciones vegetales forestales del NW Ibérico.

Respecto a los combustibles del dosel arbóreo de copas (Fig. 7) cabe destacar:

- Los eucaliptales tienen una fracción de cabida cubierta significativamente menor que la de los pinares y las frondosas caducifolias, estas últimas con los valores más altos de cobertura.
- Los eucaliptales muestran una altura de inicio de la copa mayor que las otras cubiertas forestales, sin que difieran entre si pinares y caducifolias que tienden a tenerlos más reducidos.
- No se detectan diferencias ni en la carga de combustible fino del dosel arbóreo ni en su densidad aparente entre las tres formaciones, si bien el eucaliptal tiende a presentar valores más bajos.

Fig. 7

Comparación de características estructurales de combustibles del dosel arbóreo en latizales y fustales, conjuntamente, en los tipos de vegetación forestal arbolada más comunes en Galicia. Letras iguales indican valores medios no significativamente diferentes. Barras verticales, errores típicos. Basada en datos en Arellano *et al.* (2017).



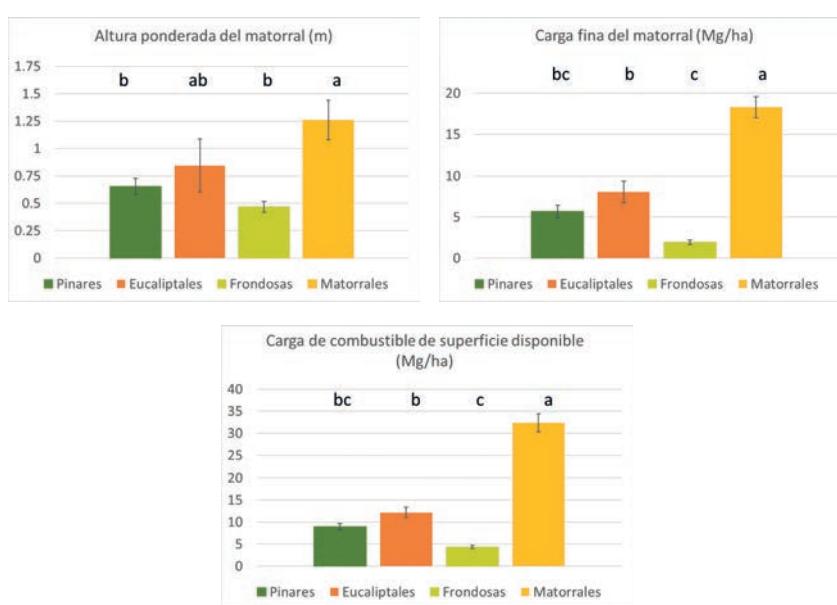
En relación a los combustibles del sotobosque, los rasgos más sobresalientes de la comparación entre formaciones arboladas y matorral (Fig. 8) son:

- La altura ponderada de la vegetación del sotobosque en las tres cubiertas arboladas no difiere significativamente, aunque tiende a ser más alta en el eucaliptal, mientras es claramente mayor en los matorrales desarbolados.

- Los eucaliptales tienden también a tener algo más de carga de matorral bajo dosel que los pinares y de combustible fino (disponible). En promedio, las plantaciones de eucalipto y pino tienen alrededor de tres veces menos de esas cargas que los matorrales asumidos equivalentes a los existentes antes de la plantación.

Fig. 8

Comparación de características estructurales de combustibles del estrato superficial en los cuatro tipos de vegetación forestal más comunes en montes de Galicia (latizales y fustales). Se incluyen como referencia los valores de matorrales desarbolados, vegetación típica de la situación pre-plantación. Letras iguales indican valores medios no significativamente diferentes. Barras verticales, errores típicos. Basada en datos de Arellano *et al.* (2017).



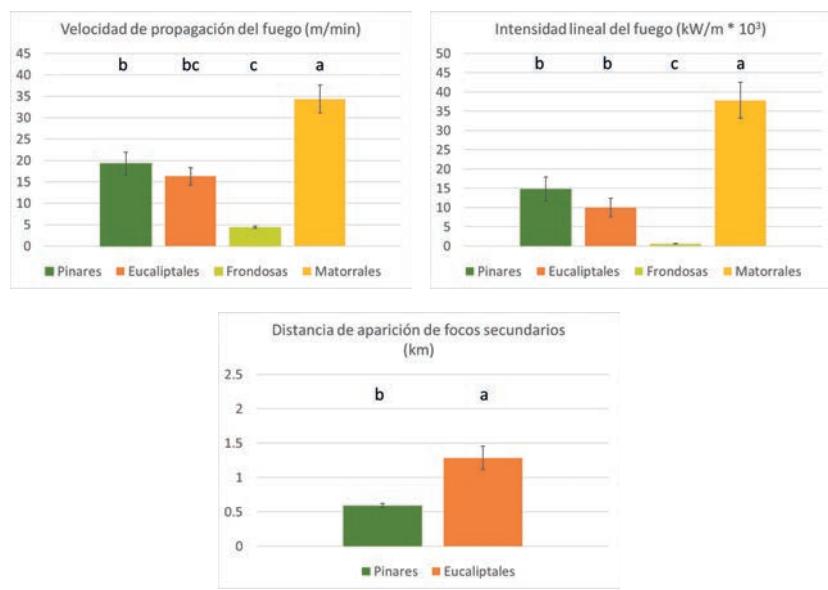
Las diferencias en la estructura del combustible tienen su reflejo en el comportamiento del fuego esperado en incendios en Galicia, estimado a través de los respectivos modelos incluidos en Arellano *et al.* (2017). En las simulaciones efectuadas para comparar la respuesta del comportamiento del fuego en distintas formaciones de Galicia se han considerado un escenario meteorológico de peligro alto, con una velocidad de viento exterior a la masa a 10 m de altura de 30 km/h, y una humedad del combustible

fino muerto del 6% y humedad foliar de la copa 130%, en áreas de influencia atlántica, y 110% en las del interior. La pendiente del terreno 20%.

En relación a la **velocidad de propagación** las tres formaciones arboliadas presentan valores claramente inferiores a la de los matorrales (Fig. 9). En promedio, los eucaliptales ocupan una posición intermedia entre los pinares, y las frondosas, estas últimas con valores más reducidos.

Fig. 9

Comparación de la velocidad de propagación, intensidad lineal del fuego y distancia de generación de focos secundarios para los tipos de cubierta de vegetación más comunes en Galicia (latizales y fustales) en el escenario descrito en el texto. Se incluyen como referencia los valores de matorrales desarbolados, vegetación típica de la situación pre-plantación, en los casos que proceda. Letras iguales indican valores medios no significativamente diferentes. Barras verticales, errores típicos. Basada en Arellano *et al.* (2017)



Cuando comparamos la situación de partida, terrenos cubiertos de matorral, con la posterior a la plantación, en eucaliptales y pinares se observa una significativa y marcada reducción de la **intensidad lineal del fuego** (Fig. 9), que como promedio da lugar a valores un 67% inferiores en esas formaciones arboliadas. Esta disminución de la intensidad es muy importante, al reducir el daño en la plantación, el impacto medioambiental del incendio, la dificultad y coste de la extinción del fuego, al tiempo que mejora la seguridad de los equipos humanos de combate de fuego.

Los eucaliptales presentaron valores mayores de distancia de aparición de **focos secundarios** que los pinos (Fig. 9). Las abundantes tiras de corteza colgantes, en especies como *E. globulus*, son capaces de generar pavesas -sin necesidad de que la copa arda- que transportadas por el viento pueden recorrer distancias muy considerables

(Guijarro *et al.* 2005; Hall *et al.*, 2015), siendo muy eficientes para producir nuevos focos. Ganteaume *et al.* (2009) encontraron, en ensayos de laboratorio, que la corteza y hojas de *E. globulus* incandescentes, junto con las escamas de piña de *P. halepensis* y *P. pinaster* tienen una mayor probabilidad de prender un lecho de hojarasca de su misma especie, que las hojas y corteza de los pinos citados. Sin embargo, las características de inflamabilidad del lecho de hojarasca de *E. globulus*, frente a una pavesa estándar que cae sobre ella, fueron inferiores a la de *P. halepensis*, *P. pinaster*, *P. pinea* y *U. europaeus*. (Guijarro *et al.*, 2002; Gantaume *et al.*, 2009). Ganteaume *et al.* (2011) catalogaron a las hojas y cortezas de *E. globulus* como extremadamente inflamables, junto a las hojas de *Q. ilex*, escamas o placas de corteza de *P. pinaster*, y *P. pinea* y escamas de piña de *P. pinaster*.

Los eucaliptales son mucho menos propensos a fuegos

de copa que la mayoría de las otras formaciones arbóreas consideradas. Una característica muy importante de peligrosidad de las masas de distintas especies forestales, respecto al incendio, es su **facilidad de entorchamiento**. Este último se produce cuando el fuego de superficie alcanza una intensidad crítica, capaz de iniciar la combustión de la copa. Se trata de un fenómeno altamente peligroso, ya que supone un incremento súbito de la intensidad del fuego que, además, puede desembocar, si se dan otras condiciones complementarias, en el fuego activo de copa, uno de los peores tipos de fuego por su intensidad, capacidad destructiva y dificultad de extinción.

Fig. 10

Comparación del índice de facilidad de entorchamiento de latizales y fustales de diferentes especies, relativo a los eucaliptales, en Galicia. Este índice, que expresa la mayor o menor facilidad al entorchamiento, relativa al eucaliptal, se ha definido como la diferencia de la velocidad de viento necesaria para el entorchamiento en cada especie y en el eucalipto, dividida por esta última y expresada en porcentaje. Valores negativos indican mayor facilidad de entorchamiento que en el eucalipto. Basado en datos de Arellano *et al.* (2017).

Las simulaciones realizadas en el escenario de peligro muy alto, descrito anteriormente, con los modelos incluidos en Arellano *et al.* (2017), indican (Fig. 10) que la mayoría de las formaciones arbóreas gallegas tienen más facilidad de entorchamiento que los eucaliptales.

Lo anterior significa que los incendios en eucaliptal generalmente alcanzan menor **intensidad lineal** que en las plantaciones de coníferas (Arellano *et al.*, 2017; Ndalila *et al.*, 2018). Sin embargo, su potencial de emisión de pavesas es más alto que en los pinares y matorrales; eso facilita la creación de focos secundarios, generando frecuentes problemas en la extinción.

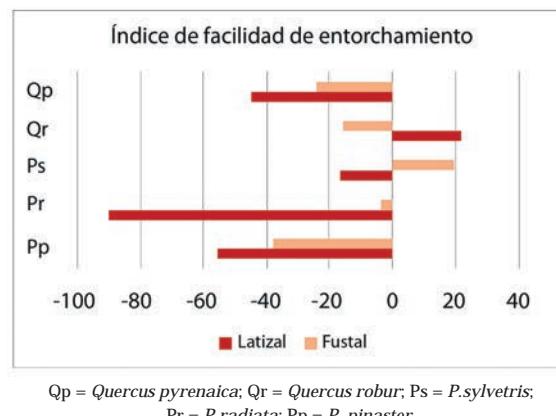
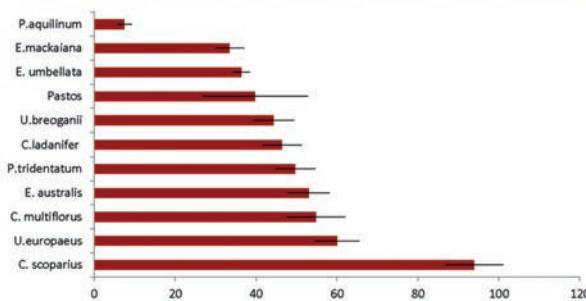


Fig. 11_a

Valores estimados de la velocidad de propagación del fuego en diferentes tipos de vegetación de Galicia. Se considera un escenario de velocidad del viento de 30 kmh⁻¹, medida a 10m de altura, fuera de la masa, una pendiente del terreno del 30% y humedad del combustible fino muerto del 6%. (Datos tomados de Arellano *et al.*, 2017)

Velocidad de propagación del fuego (m/min) en matorrales



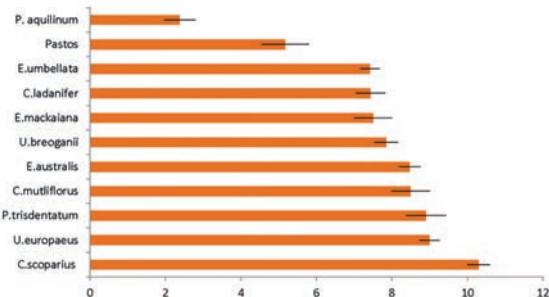
Velocidad de propagación del fuego (m/min) en arbolado



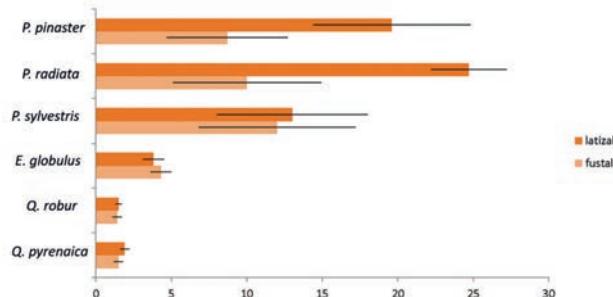
Fig. 11_b

Valores estimados de longitud de llama en diferentes tipos de vegetación de Galicia. Se considera un escenario de velocidad del viento de 30 kmh⁻¹, medida a 10m de altura, fuera de la masa, una pendiente del terreno del 30% y humedad del combustible fino muerto del 6%. (Datos tomados de Arellano *et al.*, 2017)

Longitud de llama (m) en matorrales



Longitud de llama (m) en arbolado

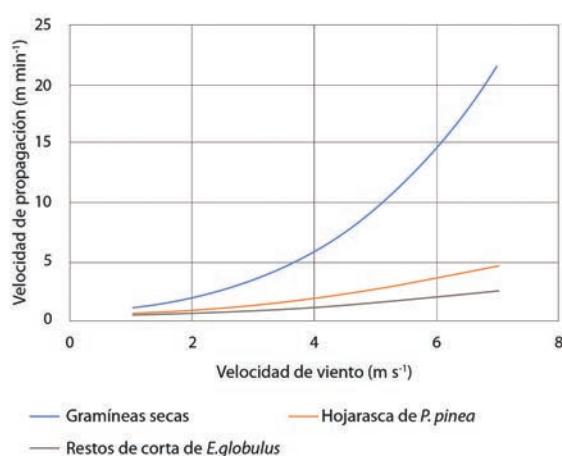


La Fig. 11_a muestra valores de la velocidad de propagación y de la intensidad lineal del fuego (Fig. 11_b), estimados con las ecuaciones incluidas en Arellano *et al.* (2017), para diferentes tipos de vegetación forestal de Galicia. Según esto los matorrales -exceptuando los helechales- muestran una velocidad del fuego generalmente superior a la de las formaciones arboladas, incluso para el escenario meteorológico de peligro muy alto, considerado en la simulación. Contrariamente, la longitud de llama (indicativa de la dificultad de extinción) es muy su-

perior en pinares, pero mucho más reducida en el eucalipto, y claramente inferior a la de los matorrales. Este comportamiento del eucalipto se confirma también en experimentos en túnel de viento, en condiciones seminaturales. La Fig. 12, perteneciente a un estudio de Guijarro *et al.* (2004), muestra que la velocidad de avance del fuego en restos de corta de *E. globulus* es algo inferior a la hojarasca de *P. pinea* y notablemente más baja que la medida en las herbáceas secas, a igualdad de velocidad de viento.

Fig. 12

Variación de la velocidad de propagación del fuego, medida en túnel de viento, en gramíneas secas, hojarasca de *P. pinea* y restos de corta de *E. globulus*. Datos tomados de Guijarro *et al.* (2004).

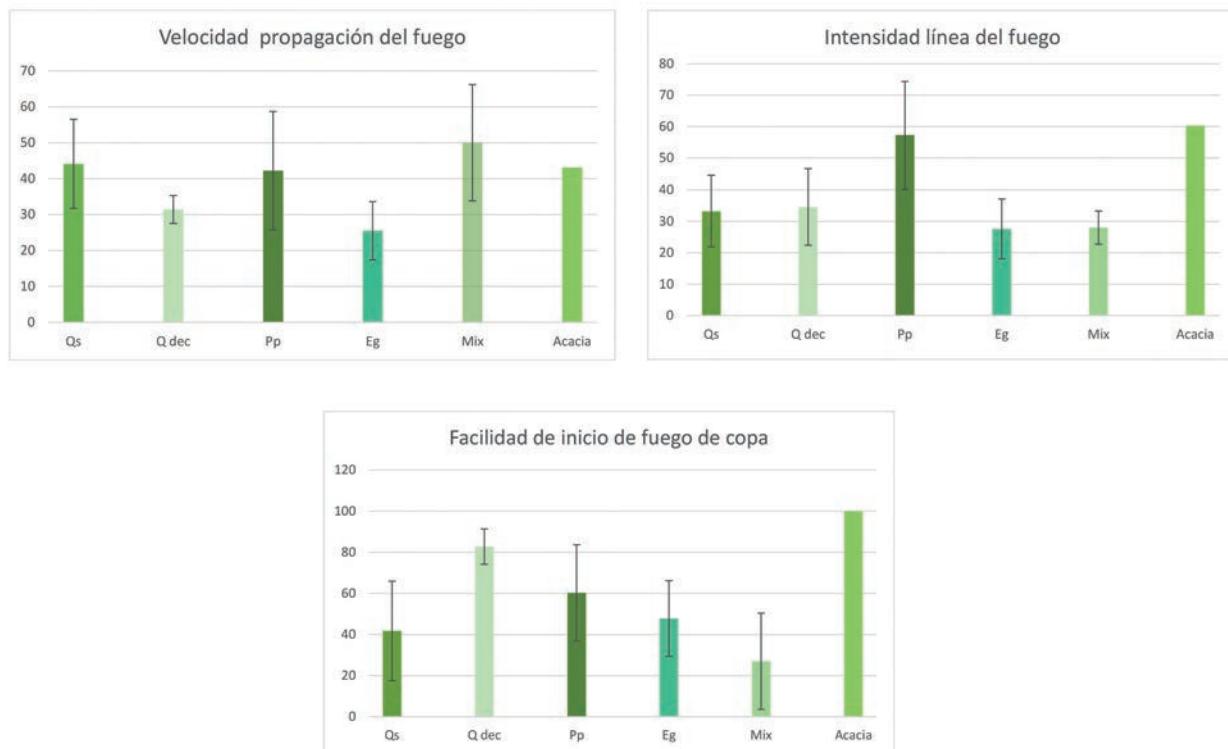


Volviendo a la Fig. 11_a, se muestra también en ella para el eucalipto (línea de puntos), la velocidad de propagación del fuego estimada por el modelo de Cheney *et al.* (2012), que incorpora el efecto de las pavesas sobre dicha velocidad. Se aprecia que la velocidad de propagación del fuego en eucalipto es menor que en *P. pinaster*, la especie de pino más común en Galicia, y también inferior a la de *P. radiata*. Esa misma Figura 11 (superior) indica que, en general, la clase natural de edad de latízal es mucho más peligrosa que la de fustal, y cómo dentro del mismo tipo de cubierta forestal, dominada por una especie concreta, puede haber más diferencia en la intensidad del fuego entre las clases de latízal y fustal que entre las especies. Por ejemplo, entre los latizales y fustales de *P. pinaster* hay más diferencia en la intensidad del fuego que entre los fustales de *P. pinaster* y *E. globulus*. Otro trabajo que arroja luz sobre esta temática es el realizado por Fer-

nandes (2009), utilizando datos de combustible del Inventory Forestal Nacional de Portugal en el que se simula el comportamiento del fuego bajo un escenario de peligro, mediante el modelo Behave (Burgan y Rothermel, 1984; Andrews *et al.*, 2005). Según este estudio (Fig. 13) la variabilidad dentro de cada cubierta forestal, caracterizada por una especie dominante, es muy grande (Fig. 13), no pudiéndose detectar diferencias significativas entre ellas. A partir de eso el autor infiere que lo relevante para el comportamiento potencial del fuego no es el tipo de cubierta, sino la estructura de los combustibles en la masa, en cada caso concreto. De hecho, incendios de comportamientos semejantes pueden darse en masas de especies distintas. Y en la misma especie podemos tener comportamientos muy distintos del fuego. Esta misma idea es sostenida en Silva *et al.* (2010).

Fig. 13

Puntuación relativa media de la velocidad de propagación del fuego, intensidad lineal y facilidad de inicio de fuego de copa en los tipos de cubiertas forestales dominadas por las especies y géneros indicados, en Portugal, según datos de Fernández (2009). Pp = *P. pinaster*; Qs = *Q. Suber*; Q. dec = *Q. Robur + Q. pyrenaica*; Eg = *E. globulus*; Mix = masas mezcladas de coníferas, deciduas y esclerófilas; Acac = *Acacia spp*. Barras verticales errores típicos cuando pueden determinarse.



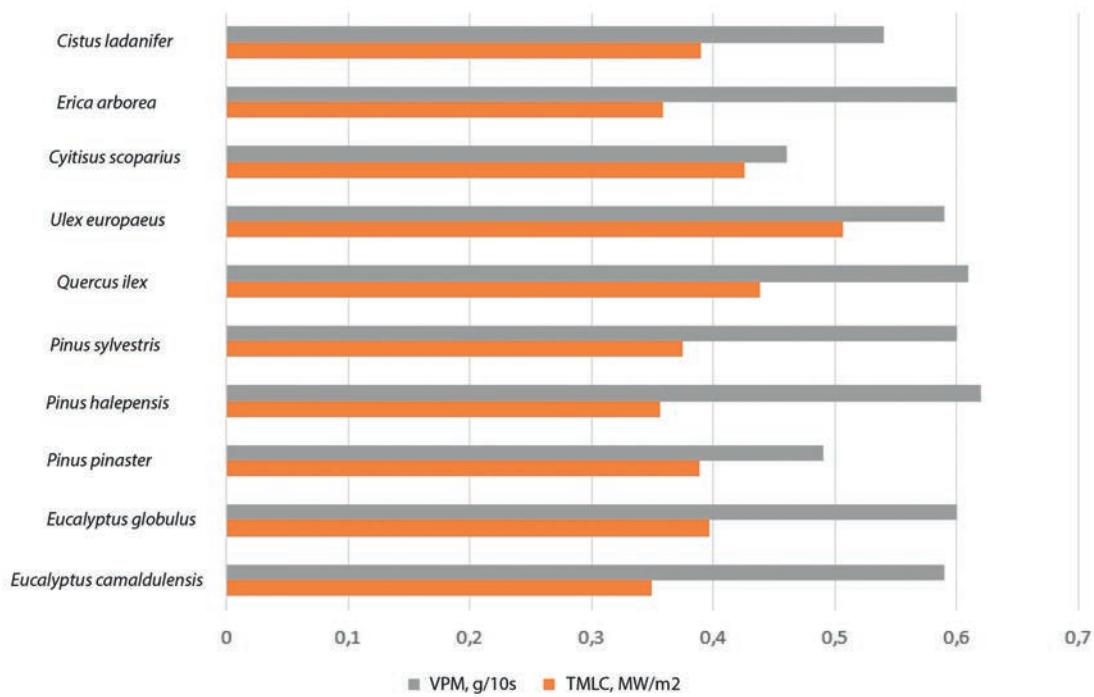
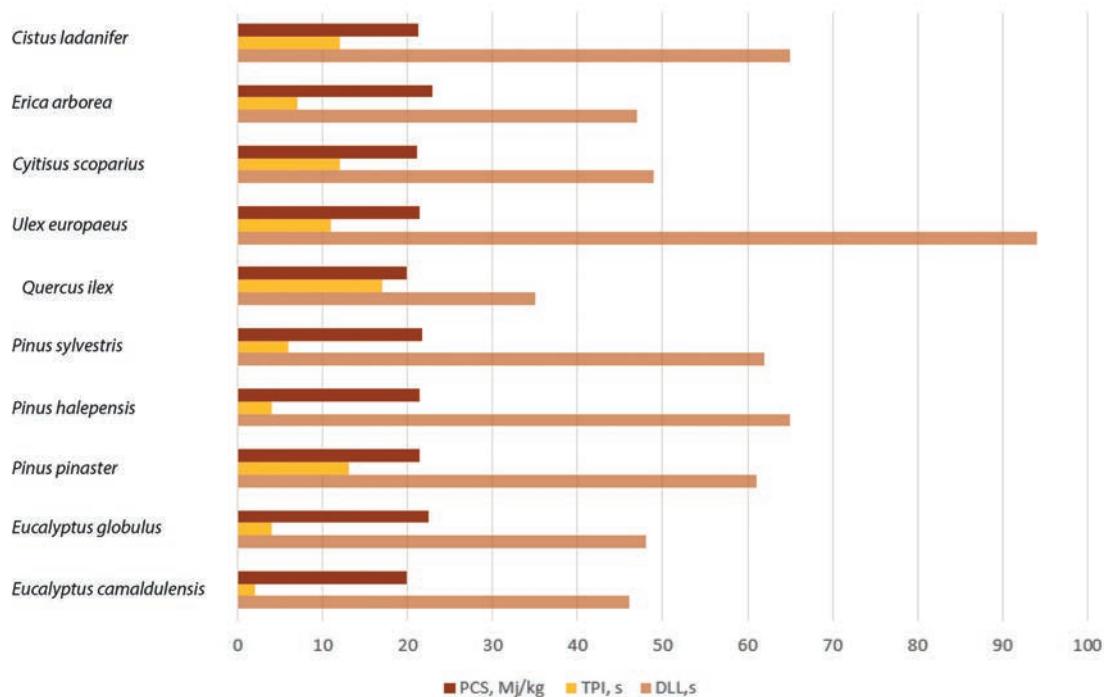
Tomada en su conjunto, la información científica disponible indica que es poco sostenible decir, de una manera general, que los incendios de eucalipto tienen mayores velocidades de propagación e intensidad del fuego que en otras cubiertas de vegetación forestal, caracterizadas por otras especies arbóreas, diferentes del eucalipto. Por otro lado, lo anteriormente expuesto indica que *Lo importante no es la especie sino la estructura de los combustibles. Las masas forestales, caracterizadas por una especie dominante (frecuentemente designadas en este contexto científico por el término "cubiertas forestales") pasan, en su desarrollo, por etapas diferentes, que implican estructuras de combustible también distintas. Dicho de otra forma: La estructura de la masa y la presencia de sotobosque tienen un papel esencial en el comportamiento del fuego y éstas pueden variar mucho a lo largo del ciclo de vida de la plantación. Un repoblado bajo fuerte competencia de matorral, arde prácticamente como éste. Un monte bravo y un latízal joven con sotobosque son presa fácil del incendio de copa, generando altas velocidades e intensidades del fuego, en buena medida independientemente de la especie.* Los “solapes” citados del comportamiento del fuego entre formaciones vegetales muy distintas lo evidencian. Un corolario es que el eucalipto no es el problema, el problema es la falta de gestión de los combustibles en muchas de sus masas y eso es general para cualquier especie forestal, en especial, en las primeras etapas de desarrollo. Un segundo corolario es que, por tanto, es preciso invertir en tratamientos de reducción de los combustibles en un área como el N y NO de la Península con una alta productividad primaria de biomasa vegetal, condiciones meteorológicas puntuales que pueden ser muy desfavorables en un futuro próximo (Vega *et al.*, 2009 a, b; Bedia *et al.*, 2014; De Rigo *et al.*, 2017) y donde hay un incendiarismo endémico. Otro corolario adicional es que precisamos una gestión de los combustibles a nivel de paisaje, que ordene amplias zonas de territorio, de cara a estar preparados para la defensa frente a unos incendios que se esperan cada vez más de mayor tamaño e intensidad, dado el abandono de la actividad agraria, la extensión del matorral, y la escasa gestión forestal en grandes extensiones.

La evaluación del peligro de incendio debido a los combustibles, comentada en las líneas anteriores, está fundamentada en una aproximación metodológica basada en la

estructura del combustible y su respuesta a unas condiciones ambientales cambiantes, expresada a través del comportamiento esperado del fuego en un incendio. Otra aproximación, en cambio, utiliza la inflamabilidad de la vegetación como criterio clasificatorio de ese peligro. Aunque no existe una única definición de inflamabilidad, en la investigación científica sobre el tema se usan frecuentemente las acepciones de Anderson (1970) y Martin *et al.* (1994). Según esos autores, la inflamabilidad vendría expresada por cuatro diferentes componentes: ignitabilidad (o facilidad de ignición), sustentabilidad (la capacidad de para mantener la combustión y producir energía), combustibilidad (velocidad con la que la combustión ocurre) y consumibilidad (la proporción de biomasa consumida durante la combustión). Estos componentes se expresan por variables físicas medidas en laboratorio, con equipos específicos, bajo unas condiciones controladas. Los trabajos que han aplicado esta metodología u otras similares han encontrado generalmente a los eucaliptos en el rango alto de inflamabilidad, junto con otras especies comunes en nuestros ecosistemas, como *Q. ilex*, y *P. halepensis* y muchas especies arbustivas comunes en áreas de clima atlántico y mediterráneo (e.g. Valette, 1988, 1990; Elvira y Hernando, 1989; Hernando, 1994; Guijarro *et al.*, 2001; Madrigal *et al.*, 2011), u otras (Gill and Zystra, 2005; White and Zipperer, 2010; Wyse *et al.*, 2016), aunque no siempre (Ganteaume *et al.*, 2009). Por ejemplo, la Fig. 14 recoge resultados de experimentos de inflamabilidad (Madrigal *et al.* 2011), utilizando el dispositivo de calorímetro de pérdida de masa, con ramillas verdes de menos de 10mm de grosor y hojas adheridas de diferentes especies arbóreas, algunas de las cuales conviven con *E. globulus* y *E. camaldulensis*, como *P. pinaster*, y con especies arbustivas comunes en el sotobosque de esas plantaciones, como p.e., *E. arborea*, *C. scoparius*, y *U. europaeus* en la zona N de la Península. En ese estudio se comparan diferentes componentes de la inflamabilidad. En la Fig. 14 (superior) se aprecia que todas las especies tienen un poder calorífico superior, PCS (obtenido en bomba calorimétrica) bastante similar, en torno 20 MJ/kg. El tiempo necesario para producirse la ignición TPI es breve en todas las especies (< 20 s), presentando el pino carrasco y el eucalipto los valores más bajos. La duración media de la combustión con llama para el conjunto de especies es algo menos de un minuto, y destacando *U. europaeus* con un tercio más de duración que la media.

Fig. 14

Parte superior: Poder calorífico superior PCS, MJ/kg; Tiempo para la ignición, TT, s y Duración de la combustión con llama, DLL, s de diferentes especies arbóreas y arbustivas comunes. Parte inferior: Velocidad de pérdida de masa VPM, g/10s y tasa máxima de liberación de energía durante la combustión con llama, TMLC, MW/m² Datos procedentes de resultados de experimentos en calorímetro de pérdida de masa (Madrigal *et al.*, 2011)



Los pinos y la jara pringosa quedan en segunda posición y los eucaliptos son penúltimos, con un 25% menos de duración de la llama que los pinos y alrededor de la mitad que el tojo, con la encina con la menor duración de llama.

Por su parte, la velocidad de combustión, (Fig. 14, inferior), expresada por la velocidad de pérdida de masa VPM, es alta y muy similar en todos los combustibles comparados, con valores ligeramente más bajos en *C. scoparius* y *P. pinaster*. Finalmente, la tasa máxima de liberación de calor durante la combustión con llama, TMLC, es también bastante similar en todos ellos, con valores alrededor de 0,4 MW/m² para las condiciones del ensayo y mostrando los eucaliptos valores cercanos a la media. Solo superan ligeramente ese valor, *Q. ilex*, *C. scoparius* y *U. europaeus*. En resumen, estos experimentos de combustión, en condiciones de laboratorio (Madrigal *et al.*, 2011) indicarían que los eucaliptos se comportarían de manera similar a especies autóctonas muy frecuentes en los montes de la Península Ibérica que, como muchas otras especies ibero-atlánticas presentan una alta inflamabilidad. Sin embargo, estas comparaciones deben tomarse con bastante precaución. En primer lugar, todas las muestras vivas fueron previamente desecadas a 60°C, antes de ser expuestas a una fuente de energía de 50kW/m². Esta desecación produce una pérdida parcial de los compuestos orgánicos volátiles y de la humedad, factores que pueden afectar notablemente a las variables arriba mencionadas (Madrigal *et al.*, 2013). Además, la densidad aparente de todas las muestras fue fijada en 20 kg/m³., valor muy alto, en comparación con el existente en condiciones naturales para esos combustibles. Por otro lado, como los autores no indicaron las desviaciones típicas de los valores anteriores, la comparación entre especies no es posible realizarla estadísticamente. Posteriormente estudios (e.g. Madrigal *et al.*, 2012; 2013; 2017) han cuantificado el efecto de la humedad en los parámetros de inflamabilidad de un buen número de especies, pero entre ellas no figura *E. globulus*. Una mayor investigación sobre ese punto, en paralelo con experimentos de campo y análisis retrospectivo de incendios, sería sin duda necesaria.

Las limitaciones de las aproximaciones existentes sobre la medición de inflamabilidad han sido puestas de manifiesto con frecuencia (e.g. White and Zipperer, 2010; Schwilk, 2015; Varner *et al.*, 2015; Fares *et al.*, 2017; Pausas *et al.*, 2017; Prior *et al.*, 2018). La objeción principal planteada es que los resultados procedentes de esos expe-

rimentos, con porciones de vegetación expuestas a fuentes de calor, y en condiciones especiales de humedad, compactación y tamaño, difícilmente pueden extrapolarse a las condiciones del incendio. En este último, la combustión tiene lugar en complejos de combustible muy diferentes en tamaño, humedad y disposición espacial a los usados en laboratorio. Además, los procesos de transmisión de energía y dinámica de fluidos que tienen lugar en la combustión al aire libre, bajo la acción del viento, y a una escala de tamaño muy diferente, hacen más difícil la comparación con los resultados de los experimentos de inflamabilidad que podrían así resultar poco representativos del comportamiento del fuego en incendios reales (Fernandes y Cruz, 2012; Varner *et al.*, 2015; Fares *et al.*, 2017).

Como contraste, la aproximación comentada líneas más arriba, basada en información sobre la estructura del complejo de combustible y la modelización del comportamiento del fuego (Rothermel *et al.*, 1972; Fernandes, 2009; Arellano *et al.*, 2017), puede ofrecer una perspectiva de la inflamabilidad más cercana a la realidad. La razón principal es su mayor conexión con el comportamiento del fuego observado en incendios y fuegos experimentales en campo, con combustibles en sus condiciones naturales, y a una escala más próxima a aquella donde operan los fenómenos físicos que gobiernan el comportamiento del fuego. Sin embargo, esta aproximación adolece también de fuertes limitaciones. Los modelos de predicción del comportamiento del fuego simplifican una compleja realidad, en donde intervienen multitud de variables y procesos. También, al estar basados en fuegos experimentales que no alcanzan la dimensión e intensidad de los grandes incendios, escasamente pueden reproducir fenómenos como la interacción fuego-atmósfera, la emisión de pavesas, la interrelación de los focos secundarios con el frente principal, o el comportamiento eruptivo, por citar solo algunos ejemplos. No obstante, para muchos de los incendios reales esa aproximación ofrece una perspectiva de mayor escala y más ligada con la propagación del fuego en condiciones reales. Esa es la razón de que las herramientas operativas de pronóstico de comportamiento del fuego en el incendio estén basadas en los modelos predictivos citados, con todas las limitaciones indicadas.

En definitiva, de alguna manera las dos aproximaciones, por distintas vías, parecen confluir en el sentido de que el eucalipto es una especie muy inflamable (*sensu amplio*), como otras muchas autóctonas ibéricas, y que el

comportamiento del fuego en sus masas durante el incendio está, en primer lugar, gobernado por las condiciones meteorológicas, como en las masas de las demás especies arbóreas. En segundo lugar, por los combustibles del sotobosque. No olvidemos que éstos están integrados, por un lado, por hojarasca y restos leñosos, sensiblemente similares en cuanto a velocidad de propagación e intensidad del fuego en pinares y eucaliptales. Además, por una vegetación arbustiva bajo dosel, integrada por las mismas especies que bajo pinar, aunque con una carga ligeramente mayor, debido a una mayor disponibilidad de luz y una copa más alejada de los combustibles del sotobosque en los eucaliptos. Esto último lo hace menos propenso al fuego de copa y por tanto es una característica favorable, de cara a la extinción y a un menor impacto del fuego. Por último, el comportamiento del fuego a mayor escala se ve muy influido por la disposición espacial de las masas de combustible a nivel de paisaje, por tanto, en su relación a los demás combustibles. La continuidad de los combustibles es un factor crítico, y no específico de los eucaliptales, afectando a toda la vegetación forestal en su conjunto. Incidir en la gestión preventiva de los combustibles resulta, por tanto, esencial ya que es la herramienta principal disponible para disminuir el peligro asociado a ellos. En ese contexto es importante tener presente la desventaja del eucalipto por su mayor potencial de creación de focos secundarios a mayor distancia que en otros tipos de masas forestales

7.3 La humedad del combustible es una variable esencial en la determinación de peligro de incendio y es un input clave en los modelos de estimación del comportamiento del fuego

En las plantaciones de eucalipto gallegas queda evidenciada claramente su importancia, simplemente cuando se compara la humedad de la hojarasca en la Mariña lucense y el comportamiento del fuego asociado, con la que se observa en el S de Pontevedra y la intensidad del fuego asociada. Los incendios de Galicia de octubre de 2017 afectaron a miles de hectáreas de eucalipto, siendo la baja humedad de los combustibles factor clave en la expansión del fuego, por su efecto sobre la velocidad de propagación y la iniciación de focos secundarios. Por tanto, es prioritario disponer de modelos predictivos de la humedad y de sistemas de monitorización (Caccamo *et al.*, 2016b) para establecer niveles de riesgo y estimar el posible com-

portamiento del fuego adecuadamente en esas plantaciones. La humedad de los estratos de hojarasca y de mantillo es particularmente importante. La información disponible muestra que la respuesta de la humedad de la hojarasca frente a las condiciones desecantes del verano es aparentemente muy similar en pino y eucalipto. No obstante, falta por realizar un estudio específico más detallado sobre este punto concreto. Además, en regiones como Galicia, con relieve pronunciado, la existencia de microclimas locales dificulta la aplicabilidad de esos modelos a escala operativa y se precisa refinarlos más, en conjunción con una buena predicción meteorológica a escala local.

La humedad del mantillo tiene una influencia decisiva en la severidad del fuego en el suelo, el riesgo de erosión post-incendio y la regeneración de la vegetación. Las plantaciones de eucalipto en climas oceánicos (templado-húmedos) de alta productividad, en donde son frecuentes varios turnos de aprovechamiento en la misma masa, pueden generar acumulaciones de mantillo considerables que cuando arden pueden ser muy impactantes sobre el suelo, especialmente si su humedad es baja. Los actuales sistemas de predicción de la humedad del mantillo fueron elaborados para el bosque boreal y presentan limitaciones para estimar la humedad de ese estrato en plantaciones de eucalipto. Se requiere investigación específica sobre esta cuestión para mejorar los actuales sistemas.

Se ha detectado también un déficit de información sobre la variación estacional de la humedad de las especies arbustivas de sotobosque bajo dosel de eucalipto y en la humedad foliar del dosel arbóreo.

Como en otras de las cuestiones abordadas en la relación eucalipto-incendio, la investigación sobre la humedad de los combustibles y su relación con el peligro de incendios se ha efectuado principalmente en Australia y se refiere, casi exclusivamente a bosques nativos. Se precisa, por tanto, intensificar la investigación en plantaciones de la Península Ibérica para disponer de herramientas más ajustadas a la realidad de nuestras masas.

7.4 La discusión sobre si las masas de eucalipto arden más o menos que otras cubiertas arbóreas forestales parece no tener fin

Otra aproximación utilizada para discernir el nivel de peligrosidad, respecto al fuego, de las plantaciones de ibéricas de eucalipto está basada en la selectividad del fuego

para quemar con preferencia unos tipos de vegetación más que otros. En este contexto el término “tipos de vegetación” se refiere a las diferentes formaciones vegetales (respectivamente, matorrales y masas forestales caracterizadas por una especie dominante o una mezcla de ellas), equivalentes a las llamadas “cubiertas de vegetación” (en inglés *land cover*). Los estudios efectuados han evidenciado resultados no siempre consistentes, en cuanto a su nivel relativo de propensión a arder (Moreira *et al.*, 2009; Barros *et al.*, 2014; Calviño-Cancela *et al.*, 2016, 2018; Nunes *et al.*, 2018; Chas-Amil *et al.*, 2020). Simplificando mucho podemos decir que hay aportaciones valiosas en uno u otro sentido, pero ni existe consenso y se podría añadir que ni se le espera a corto plazo. Tres hechos, no obstante, parecen claros: a) Los matorrales son el tipo de vegetación más castigado por los incendios, a una considerable distancia de los incendios en áreas arboladas; b) Las diferencias entre la *propensión* a arder o *selectividad por el fuego*, entre las distintas cubiertas arbolladas son relativamente pequeñas. Además, esas diferencias de “preferencia” del incendio depende del período analizado y las técnicas estadísticas comparativas utilizadas pueden también influir en los resultados; c) Cuando las condiciones meteorológicas empeoran, las diferencias de selección del incendio por uno u otro tipo de vegetación disminuyen considerablemente y también lo hacen cuando el incendio es de gran magnitud (e.g. Cary *et al.*, 2009; Price y Bradstock, 2010, 2011; Penman *et al.*, 2013; Barros *et al.*, 2014; Price *et al.*, 2016; Comissão Técnica Independente, 2018; Fernandes, 2019a, b). En ese escenario de condiciones meteorológicas extremas, la dinámica del fuego cambia, pasado de estar gobernada por la interacción entre el viento, los combustibles y la topografía a depender de la interacción: atmósfera en altura -incendio y los combustibles pasan a jugar un papel más secundario. En este último caso la severidad del fuego en el arbolado no parece estar conectada con la especie dominante en la masa, aunque este punto necesita ser investigado más.

7.5 Posible influencia del fuerte aumento de la superficie del eucalipto en los últimos decenios sobre la frecuencia o extensión de los incendios

Respecto a esta cuestión cabe destacar los resultados de un reciente estudio en Portugal (Fernandes *et al.*, 2019) que ha analizado si el proceso de expansión experimentado en Portugal en los 40 últimos años ha sido un modi-

ficador del régimen del fuego en ese país. Se concluye que la expansión del eucalipto ocurrida entre 1980 y 2017 no ha sido influyente en el incrementado el área quemada. De hecho, el tamaño de incendio durante ese período ha sido independiente de la composición de las masas. Las variables que explicaron más variabilidad interanual en el área quemada en ese país fueron, por ese orden, el peligro meteorológico, el número de fuegos < 1 ha, la presencia de episodios de inestabilidad atmosférica muy pronunciada y el área quemada acumulada en los seis años anteriores. Los resultados confirman que en el peligro debido a los combustibles el tipo de cubierta forestal tiene una influencia menor. La actividad del fuego en masas productivas, como el eucalipto, refleja equilibrios entre una gestión forestal de masas de turno corto y el comportamiento del fuego. Los resultados de este estudio están, de alguna manera, en contradicción con lo expuesto por Cordero (2017) para Galicia, quien argumentó la aparente influencia del eucalipto en una mayor frecuencia de incendios. Se basó en la relación positiva encontrada entre la proporción de madera de eucalipto en el volumen de madera anual cortada y el número anual de incendios en el periodo 1961-2012. Esa misma tendencia se detectó para otras regiones del N peninsular. Aparte de que el autor reconoce que no pueden extraerse conclusiones causa-efecto de su estudio, conviene tener en cuenta que la estadística de incendios en España no recogió todos los fuegos ocurridos de forma consistente hasta finales de los 70 o incluso comienzos de los ochenta (Martínez *et al.*, 2009, 2013; Cabana-Iglesia, 2007; Gómez-Armisen y Úbeda, 2015), lo que puede claramente afectar a los resultados. Por su parte Marey (2019) ha refutado recientemente la mencionada aparente influencia del eucalipto en la frecuencia de incendios en Galicia argumentando que en las 200 parroquias que tienen más del 50% de su superficie cubierta de eucaliptales, la media del número de incendios en los últimos años fue bastante baja(2,59 incendios por parroquia) y que en el 30% de ellas no se produjo ningún incendio en los últimos diez años, a pesar de que existieron todos los años períodos de alto riesgo que habrían facilitado la ignición y propagación del fuego. Sería conveniente realizar un estudio semejante al de Portugal en Galicia, y disponer de más datos objetivos sobre el tema.

7.6 Se necesita un análisis en profundidad de los tratamientos preventivos para evaluar su eficacia, longevidad, impactos ambientales y aspectos económicos

Como hemos visto en el punto 2 de estas conclusiones, existe una marcada dependencia del comportamiento del fuego del grado de gestión preventiva de los combustibles. Se desprende de ello que las plantaciones de eucalipto pueden tener un comportamiento del fuego muy diferente, dependiendo de su etapa de desarrollo vital y nivel de combustible en el sotobosque (e.g. De Mar y Adshead, 2011; Fernandes *et al.*, 2011; Jenkins *et al.*, 2016; Arellano *et al.*, 2017). De esa forma, si los combustibles están gestionados adecuadamente, los incendios generados pueden ser fácilmente controlables (si las condiciones meteorológicas no son muy desfavorables), o por el contrario, si no han sido tratados convenientemente pueden derivar en fuegos muy intensos. De ahí se infiere la necesidad de mantener unos niveles apropiados de tratamientos del combustible en las plantaciones de eucalipto (Mirra *et al.*, 2017).

A parte de lo anterior, se requiere, cada vez más, planificar tratamientos preventivos, para el conjunto de las masas forestales, con una visión estratégica de paisaje (Salis *et al.*, 2016) y esto no ha sido abordado por ahora. La presión que impone el cambio global, posiblemente irá creciendo en el futuro, haciendo esa necesidad ineludible. Sin duda es un reto mayor en un paisaje fragmentado y en donde la propiedad forestal está atomizada como en el NW de la Península. Cabe considerar, sin embargo, que también en esas regiones existen extensas superficies continuas de plantaciones, por ejemplo, en montes comunales, que favorecen fuegos de gran tamaño y que requerirían tratamientos preventivos acordes con esa escala. Además, la suma de numerosas pequeñas superficies plantadas de eucalipto o de pino, en fincas particulares no gestionadas, y muchas de ellas abandonadas, especialmente tras incendio, genera también, finalmente, grandes superficies con situaciones de combustible de alto peligro.

En ese contexto es preciso encontrar un equilibrio entre el monte productivo intensivo, con especies de turno corto y acumulaciones de combustible que necesitan gestión, y otras masas de mayor turno, ofreciendo servicios ecosistémicos más diversos, junto a áreas destinadas a aprovechamientos ganaderos y agrícolas tradicionales. En este esquema espacial, es también muy im-

portante el encaje de los matorrales, involucrados en la mayor parte de los incendios en la región. Una gestión más flexible, proactiva y consensuada, que asuma descomplejadamente el papel de estas formaciones leñosas como paisaje cultural, reducto de biodiversidad y hábitat de caza, y el papel esencial que el fuego juega en su mantenimiento y que ayude a estabilizar esta etapa serial, resulta asimismo necesaria.

7.7 El post-incendio en los eucaliptales plantea también varios retos

El eucalipto presenta habitualmente menor daño en la copa que en los pinares y muestra generalmente una buena respuesta regenerativa tras los incendios. Sin embargo, distamos mucho de contar con un sistema operativo que permita la valoración del impacto del fuego sobre los servicios ecosistémicos prestados por sus plantaciones, y particularmente, expresado en términos económicos. No menos importante resulta discernir si los efectos de los incendios en las plantaciones de eucalipto son más o menos severos que en otros tipos de cubiertas de vegetación. Por otro lado, las masas quemadas y no cortadas generan un problema grave de combustibles, incrementando el peligro de nuevos incendios, a nivel de paisaje, y sus posibles efectos negativos sobre el suelo, debido a la acumulación de material leñoso caído. Determinar su impacto potencial y su participación en la severidad del fuego, parece también necesario.

7.8 Otros modelos de gestión forestal del eucalipto podrían integrarse con los existentes

Esos modelos podrían ser una buena oportunidad para aumentar la capacidad multifuncional de los sistemas forestales, de forma que se compatibilizaran con los sistemas actuales de gestión, repercutiendo también positivamente en la reducción del peligro de incendios debido a los combustibles. En ese contexto la opción silvopastoral, con todas sus variantes, podría ser una interesante. El NW del país es una región natural de alta productividad forestal y muchas de las plantaciones se han efectuado en antiguos terrenos agrícolas y ganaderos. Existe, por tanto, en ellos una gran experiencia acumulada en el manejo del ganado. También desde el punto de vista de investigación, hay un buen conocimiento en el manejo silvopastoral en Galicia, inicialmente a través del Centro de Investigación Forestal de Lourizán (Rigueiro, 1985; Rigueiro

y Vega, 1983; Siva-Pando, 1992; Silva-Pando *et al.*, 2002) y posteriormente ampliado en la Escuela Politécnica Superior de Lugo (Rigueiro *et al.*, 1998, 2009; Mosquera-Losada *et al.*, 2005, 2018). Justamente las primeras experiencias de tratamiento del combustible vivo, con fines preventivos, mediante ganado, se efectuaron en plantaciones de eucalipto (Vélez, 1985), mientras posteriormente se han dirigido mayoritariamente hacia pinares y robledales. Existe, por tanto una alta capacidad investigadora para retomar esa línea. Hay un renovado interés por utilizar la capacidad que los sistemas silvopastorales poseen para la reducción del peligro de incendios en el mundo (Damianidis *et al.*, 2020), al tiempo que proporcionan múltiples servicios ecosistémicos (Mosquera *et al.*, 2018). Su contribución a una menor combustibilidad de los bosques y plantaciones forestales, a través de la bio-economía (Verkerk *et al.*, 2018), puede ser también relevante. Asimismo, la Consellería de Agricultura de la Xunta de Galicia planea una reactivación del uso ganadero y agrícola, combinado con el forestal, en las áreas de protección contra incendios de los núcleos rurales. Todo ello podría mejorar las condiciones socio-económicas de la población rural, disminuyendo el abandono y el absen-

tismo, en esas zonas, con un efecto positivo en la defensa de su patrimonio frente al incendio. Técnicamente, eso implicaría variar notablemente la estructura de las masas, aumentando el turno y posiblemente manteniendo una estructura mixta de monte medio y sus combinaciones. Adicionalmente, también podrían resultar complementarias estructuras silvopastorales como las que se han venido estableciendo en Uruguay en las pasadas décadas. Un campo de investigación que ha sido poco explorado con el eucalipto, en nuestro país, pero que merece ser atendido.

En resumen, a pesar de la gran cantidad de información disponible sobre el binomio: eucalipto-incendio, la mayor parte de ella tiene una, más bien reducida, aplicabilidad directa a las plantaciones ibéricas. Sin embargo, también existe un buen nivel de conocimiento en base a la investigación desarrollada en la Península Ibérica. Subsistén, no obstante, lagunas de información importantes, relacionadas especialmente con la gestión forestal de las plantaciones. Ello aconseja acometer estudios sobre ciertos temas específicos, algunos de los cuales se han indicado líneas más arriba.



Fotografías: Antonio Arellano



8. Bibliografía

Solo se han incluido aquí las directamente relacionadas con el presente informe. Una lista más amplia de las publicaciones revisadas se incluye en la Tabla Excel adjunta y en los documentos en formato pdf que acompañan a este informe.

- AGER, A.A., DAY, M.A., McHUGH, C. W., SHORT, K., GILBERTSON-DAY, J., FINNEY, M.A., CALKIN, D.E., 2014. *Wildfire exposure and fuel management on western US national forests*. *J. Environ. Manage.* 145, 54–70.
- AGER, A.A., VAILLANT, N.M., McMAHAN, A., 2013. *Restoration of fire in managed forests: a model to prioritize landscapes and analyze tradeoffs*. *Ecosphere* 4 (2), 29. <https://doi.org/10.1890/ES13-00007.1>.
- AGER, A.A., VOGLER, K.C., DAY, M.A., BAILEY, J.D., 2017. *Economic opportunities and trade-offs in collaborative forest landscape restoration*. *Ecol. Econ.* 136, 226–239
- ÁGUAS, A., FERREIRA, A., MAIA, P., FERNANDES, P.M., ROXO, L., KEIZER, J., SILVA, J.S., REGO, F. C., MOREIRA, F. 2014. *Natural establishment of *Eucalyptus globulus* Labill. in burnt stands in Portugal*. *Forest Ecology and Management* 323, 47–56
- ANDERSON, H.E. 1970. *Forest fuel ignitability*. *Fire Tech.* 6, 312–319.
- ANDREWS P., BEVINS C., AND SELI R., 2005. *BehavePlus Fire Modeling System, version 3.0: user's guide*, USDA Forest Service, Ogden, 134 p
- ARELLANO S, VEGA JA, RODRÍGUEZ Y SILVA F, FERNÁNDEZ C, VEGA-NIEVA D, ÁLVAREZ-GONZÁLEZ JG, RUIZ-GONZÁLEZ AD 2017. *Validación de los índices de teledetección dNBR y RdNBR para determinar la severidad del fuego en el incendio forestal de Oia-O Rosal (Pontevedra) en 2013*. *Rev. Teledetección* 49, 49–61.
- ARELLANO, S., VEGA, J. A., RUÍZ-GONZÁLEZ, A. D., ARELLANO, A., ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, J. G., VEGA, D., PÉREZ, E. 2017. *Foto-guía de combustibles forestales de Galicia y comportamiento del fuego asociado*. In Andavira (Andavira E). Santiago de Compostela. 244 págs.
- ATTIWILL PM, ADAMS MA 2013 *Mega-fires, inquiries and politics in the eucalypt forests of Victoria, south-eastern Australia*. *Forest Ecology and Management* 294 ,45–53
- BARÁ, S., VEGA, J. A., ROZADOS, M. J. 1994. *Estudio de los daños producidos por el fuego en árboles, utilizando métodos bioeléctricos II. *Eucaliptus globulus**. *Invest. Agrar., Sist. Recur. For.*, 3(2), 147–173.
- BARROS AMG, PEREIRA JMC. 2014. *Wildfire selectivity for land cover type: does size matter?* *PLoS ONE* 9, e84760
- BEDIA, J., HERRERA, S., CAMIA, A. ET AL. 2014 *Forest fire danger projections in the Mediterranean using ENSEMBLES regional climate change scenarios*. *Climatic Change* 122, 185–199
- BIRK, E. M., BRIDGES, R. G. 1989. *Recurrent Fires and Fuel Accumulation in Even-Aged Blackbutt (*Eucalyptus pilularis*) Forests*. *Forest Ecology and Management*, 29(1989), 59–79.
- BOTEQUIM, B., GARCIA-GONZALO, J., MARQUES, S., RICARDO, A., BORGES, J. G., TOMÉ, M., OLIVEIRA, M. M. 2013. *Developing wildfire risk probability models for *Eucalyptus globulus* stands in Portugal*. *iForest*, 6(4), 217–227. <https://doi.org/10.3832/ifor0821-006>
- BURGAN, R., ROTHERMEL, R., 1984. *BEHAVE: fire behavior prediction and fuel modeling system - FUEL subsystem*. RP INT-167. USDA Forest Service, Ogden.
- BURROWS, N. D. 1999. *Fire behaviour in jarrah forest fuels: 2. Field experiments*. *CALMScience*, 3(1), 57–84.
- CABANA IGLESIAS A. 2007. *Los incendios en el monte comunal gallego. Lugo durante el primer franquismo*. Historia Agraria 17, 555–577.
- CACCAMO, G., L. A. CHISHOLM, R. A. BRADSTOCK, M. L. PUOTINEN, B. G. PIPPEN 2012a. *Monitoring live fuel moisture content of heathland, shrubland and sclerophyll forest in south-eastern Australia using MODIS data*, *Int. J. Wildland Fire*, 21(3), 257–269
- CALVIÑO-CANCELA M, CAÑIZO-NOVELLE N. 2018. *Human dimensions of wildfires in NW Spain: causes, value of the burned vegetation and administrative measures*. *PeerJ* 6, e5657
- CALVIÑO-CANCELA M, CHAS-AMIL ML, GARCÍA-MARTÍNEZ E, TOUZA J. 2016. *Wildfire risk associated with different vegetation types within and outside wildland-urban interfaces*. *Forest Ecol. Manag.* 372, 1–9.

- CARNEIRO, M., FABIÃO, A., MADEIRA, M. 2014. *Effects of site preparation and slash management on growth and understorey vegetation of Eucalyptus globulus plantations along a rotation time span in Portugal*. European Journal of Forest Research, 133(5), 941–955. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0812-8>
- CARY G, FLANNIGAN MD, KEANE RE, BRADSTOCK RA, DAVIES ID, LENIHAN JM. Li C,LOGAN KA, PARSONS RA, 2009. *Relative importance of fuel management, ignition likelihood and weather to area burned: evidence from five landscape fire-succession models*. Int. J. Wildland Fire 18, 147-156
- CARY, G. J., DAVIES, I. D., BRADSTOCK, R. A., KEANE, R. E., FLANNIGAN, M. D. 2017. *Importance of fuel treatment for limiting moderate-to-high intensity fire: findings from comparative fire modelling*. Landscape Ecology, 32(7), 1473–1483. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0420-8>
- CATRY, F. X., MOREIRA, F., TUJEIRA, R., SILVA, J.S. 2013. *Post-fire survival and regeneration of Eucalyptus globulus in forest plantations in Portugal*. Forest Ecology and Management 310 194–203
- CHAFER CJ, NOONAN M, MACNAUGHT E. 2004 *The post-fire measurement of fire severity and intensity in the Christmas 2001 Sydney wildfires*. International Journal of Wildland Fire 13, 227–240. doi:10.1071/WF03041
- CHAFER CJ, SANTIN C, DOERR SH. 2016 *Modelling and quantifying the spatial distribution of post-wildfire ash loads*. International Journal of Wildland Fire 25, 249–255
- CHAS-AMIL, M.L. GARCÍA-MARTÍNEZ, E., TOUZA, J. 2020 *Iberian Peninsula October 2017 wildfires: Burned area and population exposure in Galicia (NW of Spain)*. 48 International Journal of Disaster Risk Reduction, 48, 10623
- CHENEY, N.P., RICHMOND, R.R., 1980. *The impact of extensive forest management on fire protection with special regard to plantations of eucalypts*. In: Paper prepared for Eleventh Commonwealth Forestry Conference, September 7–25, 1980, Trinidad and Tobago
- CHUVIECO, E., AGUADO, I., JURDAO, S., PETTINARI, M. L., YEBRA, M., SALAS, J., HANTSON, S., DE LA RIVA, J., IBARRA, P., RODRIGUES, M., ECHEVERRÍA, M., AZQUETA, D., ROMÁN, M. V., BASTARRIKA, A., MARTÍNEZ, S., RECONDO, C., ZAPICO, E., MARTÍNEZ-VEGA, F. J. 2012. *Integrating geospatial information into fire risk assessment*. International Journal of Wildland Fire, 23(5), 606–619. <https://doi.org/10.1071/WF12052>
- COLLINS LP. GRIFFIOEN P. NEWELL G, MELLOR A. 2018. *The utility of Random Forests for wildfire severity mapping*. Remote Sensing of Environment 216, 374–384
- COMISSAO TÉCNICA INDEPENDENTE. 2017. *Relatorio Analise e apuramento dos factos relativos aos incendios que ocorreram em Pedrograo Grande Castanheira de Pera entre 17 e 24 de junho de 2017*. Assembleia da Repúbliga. Portugal.297 p.
- COMISSAO TÉCNICA INDEPENDENTE. 2018. *Relatorio. Avaliação dos Incêndios ocorridos entre 14 e 16 de outubro de 2017 em Portugal Continental*. Assembleia da Republica. Portugal. 274p
- CORDERO RIVERA A. 2017. *Large scale eucalypt plantations associated to increased fire risk*. PeerJ Preprints 5: e3348v1 <https://doi.org/10.7287/peerj.preprints.3348v1>
- CRUZ, M.G., GOULD, J.S., ALEXANDER, M.E., SULLIVAN, A.L., MCCAW, W.L., MATHEWS, S. 2015a. *Empirical-based models for predicting head-fire rate of spread in Australian fuel types*. Australian Forestry ,78, 118-158.
- CRUZ, M.G., GOULD, J.S., ALEXANDER, M.E., SULLIVAN, A.L., MCCAW, W.L., MATHEWS, S. 2015b. *A guide to rate of fire spread models for Australian vegetation*. CSIRO Land and Water Flagship, Canberra 144 pp.
- CRUZ, M.G., SULLIVAN, A., LEONARD, R., MALKIN, S., MATHEWS, S., GOULD, J.S., MCCAW, W.L. ALEXANDER, M.E. 2014. *Fire behavior knowledge in Australia*. Bushfire CRC 188 p
- CRUZ, M.G., SULLIVAN, A.L., GOULD, J.S., SIMS, N.C., BANNISTER, A.J., HOLLIS, J.J., HURLEY, R.J. 2012. *Anatomy of a catastrophic wildfire: The Black Saturday Kilmore East fire in Victoria, Australia*. Forest Ecology and Management, 284, 269-285
- DAMIANIDIS, C, SANTIAGO-FREIJANES JJ, DEN HERDER M, BURGESS PJ, MOSQUERA LOSADA MR, GRAVES A, PAPADOPoulos, A., PISANELLI, A., CAMILLI, F., ROIS-DÍAZ, M., KAY, S., PALMA, J.H.N.,PANTERA, A. 2020. *Agroforestry as a sustainable land use option to reduce wildfires risk in European Mediterranean areas*. Agroforestry Systems. <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00482-w>

- DE RIGO, D., LIBERTÀ, G., HOUSTON DURRANT, T., ARTÉS VIVANCOS, T., SAN-MIGUEL-AYANZ, J., 2017 *Forest fire danger extremes in Europe under climate change: variability and uncertainty*, EUR 28926 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg,
- DE SANTIS, A., CHUVIECO, E. 2007. *Burn severity estimation from remotely sensed data: Performance of simulation versus empirical models*, *Remote Sens. Environ.*, 108, 422-435. DOI: 10.1016/J.RSE.2006.11.022.
- DE SANTIS, A., CHUVIECO, E. 2009. *GeoCBI: A modified version of the Composite Burn Index for the initial assessment of the short-term burn severity from remotely sensed data* *Remote Sens. Environ.* 113, 554-562. DOI: 10.1016/j.rse.2008.10.011
- DE SOUZA ALVES, L. J., DE SOUZA, A. P., STANGERLIN, D. M., CASAVECCHIA, B. H., HENRIQUE, F., JUSTINA, D., BOUVIÉ, L., BORELLA, D. R., KARLA, T., DIAS, R., CARDOSO, C., CAMPOE, C., FERNEDA, B. G., JORGE, L., ALVES, D. S., CASAVECCHIA, B. H., HENRIQUE, F., JUSTINA, D., CARDOSO, C. 2017. *Fire Behavior in *Eucalyptus urograndis* (Clone H13) Forest in Cerrado-Amazon Transition, Brazil*. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 11(4), 60–71.
- DOS REIS, A. A., FRANKLIN, S. E., DE MELLO, J. M., ACERBI JUNIOR, F. W. 2018. *Volume estimation in a *Eucalyptus* plantation using multi-source remote sensing and digital terrain data: a case study in Minas Gerais State, Brazil*. *International Journal of Remote Sensing*, 00(00), 1–20.
<https://doi.org/10.1080/01431161.2018.1530808>
- ELVIRA, L., HERNANDO, C. 1989. *Inflamabilidad y energía de las especies de sotobosque*, Monografía INIA no. 68, Madrid. 99 pp
- FARES, S., BAJOCCHO, S., SALVATI, L., CAMARRETTA, N., DUPUY, J.-L., XANTHOPOULOS, G., GUIJARRO, 652M., MADRIGAL, J., HERNANDO, C. & CORONA, P. 2017. *Characterizing potential wildland fire fuel in live vegetation in the Mediterranean region*. *Annals of Forest Science* 74:1
- FERNANDES P, CRUZ M. 2012 *Plant flammability experiments offer limited insight into vegetation–fire dynamics interactions*. *New Phytologist* 194, 606–609
- FERNANDES PM 2019a. *Variation in the Canadian Fire Weather index thresholds for increasingly larger fires in Portugal*. *Forests* 2019, 10, 838; doi:10.3390/f10100838
- FERNANDES PM, BARROS AMG, PINTO A, SANTOS JA. 2016a. *Characteristics and controls of extremely large wildfires in the western Mediterranean Basin*. *J.Geophys. Res. Biogeosciences* 121, 2141–2157
- FERNANDES PM, GUIOMAR N, ROSSA CG. 2019b. *Analysing eucalypt expansion in Portugal as a fire-regime modifier*. *Science of The Total Environment*, vol. 666, pp. 79-88
- FERNANDES PM, MONTEIRO-HENRIQUES T, GUIOMAR N, LOUREIRO C, BARROS, AMG, 2016b. *Bottom-up variables govern large-fire size in Portugal*. *Ecosystems* 19, 1362–1375.
- FERNANDES, P. M. 2015. *Empirical support for the use of prescribed burning as a fuel treatment*. *Current Forestry Reports*, 1(2), 118–127.
<https://doi.org/10.1007/s40725-015-0010-z>
- FERNANDES, P. M., BOTELHO, H. S. 2003. *A review of prescribed burning effectiveness in fire hazard reduction*. *International Journal of Wildland Fire*, 12(2), 117–128. <https://doi.org/10.1071/WF02042>
- FERNANDES, P.M. 2009. *Combining forest structure data and fuel modelling to classify fire hazard in Portugal*. *Ann. For. Sci.*, 66, 415-1.415-9
- FERNANDES, P.M., LOUREIRO, C., PALHEIRO, P., VALE-GONÇALVES, H., FERNANDES, M.M.,CRUZ, M.G., 2011. *Fuels and fire hazard in blue gum (*Eucalyptus globulus*) stands in Portugal*. *Boletín del CIDEU* 10, 53–61.
- FERNANDES, P.M.2019a. *Variation in the Canadian Fire Weather Index Thresholds for Increasingly Larger Fires in Portugal*. *Forests*, 10, 838;
doi:10.3390/f10100838
- FERNÁNDEZ C., VEGA JA, ARBONES P, FONTÚRBEL T. 2019. *Eficacia de los tratamientos de estabilización del suelo después de incendio en Galicia*. AGACAL: Consellería de Medio Rural. Xunta de Galicia. 108 págs. ISBN: 978-84-948634-5-5.

- FERNÁNDEZ-ALONSO JM, FERNÁNDEZ C, ARELLANO S, VEGA JA 2019b. *Modeling soil burn severity prediction for planning measures to mitigate post wildfire soil erosion in NW Spain*. En: H.R. Pourghasemi, C. Gokceuglu (eds) Spatial Modeling in GIS and R for Earth and Environmental Sciences:589-606.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815226-3.00027-2>
- FERNÁNDEZ-ALONSO JM, VEGA JA, JIMÉNEZ E, RUIZ-GONZÁLEZ AD, ÁLVAREZ-GONZÁLEZ 2016. *Spatially modeling wildland fire severity in pine forests of Galicia, Spain*. Eur J Forest Res. 136 (1), 105–121
- FERNÁNDEZ-ALONSO JM, FERNÁNDEZ C, SOBRINO JA, LLORENS, R.2019a. *Evaluación del uso de teledetección para la caracterización de la severidad sobre la vegetación tras incendios forestales en Galicia*. En. L A. Ruiz, J. Estornell, A. Calle y JA Antuña-Sánchez (eds) 147-150. ISBN: 978-84-1320-038-5
- FERREIRA, L., CONSTANTINO, M. F., BORGES, J. G., GARCIA-GONZALO, J. 2012. *A Stochastic Dynamic Programming Approach to Optimize Short-Rotation Coppice Systems Management Scheduling: An Application to Eucalypt Plantations under Wildfire Risk in Portugal*. Forest Science, 58(4), 353–365.
<https://doi.org/10.5849/forsci.10-084>
- FRENCH N HF, DE GROOT WJ, JENKINS LJ, ROGERS BM, ALVARADO E, ET AL. 2011, *Model comparisons for estimating carbon emissions from North American wildland fire*. J. Geophysl. Res., 116, G00K05, doi:10.1029/2010JG001469
- GANTEAUME A, GUIJARRO M, JAPPIOT M, HERNANDO C, LAMPIN-MAILLET C, PÉREZ-GOROSTIAGA P, VEGA JA. 2011. *Laboratory characterization of firebrand–involved in spot fires*. Annals of Forest Science 68: 531-541
- GANTEAUME, A., LAMPIN-MAILLET, C., GUIJARRO, M., HERNANDO, C., JAPPIOT, M., FONTURBEL, T., PÉREZ-GOROSTIAGA, P., VEGA, J.A. 2009. *Spot fires: fuel bed flammability and capability of firebrands to ignite fuel beds*. International Journal of Wildland Fire, 18, 951-969.
- GILL AM, ZYLSTRA P.2005 *Flammability of Australian forests*. Australian Forestry 68(2).87-9
- GILL, A.M., GROVES, R.H., NOBLE, I.R. (Eds.), 1981. *Fire and the Australian Biota*. Australian Academy of Science, Canberra.Australia
- GÓMEZ-ARMISÉN N., ÚBEDA X. 2015. *Wildfires in Spain: causes, evolution and effects*. In: Wildland Fires - A Worldwide Reality Editors: A. J. Bento Gonçalves, A. A. Batista Vieira,127-140
- GONZÁLEZ-GARCÍA, M., ALMEIDA, A. C., HEVIA, A., MAJADA, J., BEADLE, C. 2016. *Application of a process-based model for predicting the productivity of Eucalyptus nitens bioenergy plantations in Spain*. GCB Bioenergy, 8(1), 194–210. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12256>
- GOULD, J. S., MCCAW, W. L., CHENEY, N. P., ELLIS, P. E., KNIGHT, I. K., SULLIVAN, A. L. 2007a. *Project Vesta- fire in dry eucalypt forest: fuel structure, fuel dynamics, and fire behaviour*. In Ensis-CSIRO and Department of Environment and Conservation. Canberra, ACT and Perth, WA.
<http://hdl.handle.net/102.100.100/126700?index=1>
- GOULD, J. S., MCCAW, W. L., CHENEY, N. P., ELLIS, P. F., MATTHEWS, S. 2007b. *Field Guide- Fuel assessment and fire behaviour prediction in dry eucalypt forest*. In Ensis-CSIRO, Department of Environment and Conservation. Canberra, ACT and Perth, WA.
- GRIGG, A. H., NORMAN, M. A., GRANT, C. D. 2010. *Prescribed burning of thinning slash in regrowth stands of jarrah (Eucalyptus marginata) following bauxite mining in south-west Australia*. International Journal of Wildland Fire, 19(6), 737. <https://doi.org/10.1071/WF08201>
- GUIJARRO JM, HERNANDO C, PÉREZ-GOROSTIAGA P, VEGA JA, FONTÚRBEL T., DÍEZ C., MARTINEZ E, MADRIGAL J 2001. *Inflamabilidad de la hojarasca de diferentes especies forestales: Influencia de la humedad y de la densidad aparente del combustible*. III Congreso Forestal Español. Mesa 6. Protección y restauración del medio natural. 600604. 5 p.
- GUIJARRO GUZMÁN, M, HERNANDO LARA, C., DÍEZ GALILEA C, MADRIGAL DEL OLMO, J. 2004 *Modelización del comportamiento del fuego en los incendios forestales: Modelos empíricos de predicción de la velocidad de propagación desarrollados en túnel de viento*. Cuad. Soc. Esp. Cien. For. 18: 269-274.

- GUIJARRO, M., HERNANDO, C, DIEZ, C, MARTÍNEZ, E., MADRIGAL, J., LAMPIN CABARET, C., BLANC, L., COLIN P.Y., PÉREZ-GOROSTIAGA, P., VEGA, J.A., FONTÚRBEL, M.T., 2002. *Flammability of some fuel beds common in South-European ecosystems*. IV International Conference on forest fire research, Luso, Coimbra. Portugal, 9 p.
- GUIJARRO, M.; PÉREZ-GOROSTIAGA, P; MADRIGAL, J.; DÍEZ, C.; VEGA, J.A. 2005. *Los focos secundarios en los incendios forestales: Estudio y modelización*. Actas del IV Congreso Forestal Español. SECF Zaragoza, Spain: 7 p.
- HALL J, ELLIS PF, CARY GJ, BISHOP G, SULLIVAN AL. 2015 *Long-distance spotting potential of bark strips of a ribbon gum (*Eucalyptus viminalis*)*. International Journal of Wildland Fire 24, 1109–1117. doi:10.1071/WF15031
- HAMMILL KA, BRADSTOCK RA 2006 *Remote sensing of fire severity in the Blue Mountains: influence of vegetation type and inferring fire intensity*. Int J. Wildland Fire 15, 213–226
- HERNANDO LARA, C 1994: *La Investigación Forestal aplicada a los incendios - Curso Básico de Especialización en Defensa contra Incendios Forestales*; Colegio de Ingenieros de Montes. ETECI Montes. Madrid.
- HOLDEN, Z.A.; MORGAN, P.; SMITH, A.M.S., VIERLING, L. 2010. *Beyond Landsat: A comparison of four satellite sensors for detecting burn severity in ponderosa pine forests of the Gila Wilderness, NM, USA*, Int. J. Wildl. Fire, 9, 449-458. DOI: 10.1071/WF07106
- HOLLIS, J. J., ANDERSON, W. R., McCAW, W. L., CRUZ, M. G., BURROWS, N. D., WARD, B., TOLHURST, K. G., GOULD, J.S. 2011. *The effect of fireline intensity on woody fuel consumption in southern Australian eucalypt forest fires*. Australian Forestry, 74(2), 81–96. <https://doi.org/10.1080/00049158.2011.10676350>
- JENKINS, M., COLLINS, L., PRICE, O., PENMAN, T., ZYLSTRA, P., HORSEY, B., BRADSTOCK, R. 2016. *Environmental values and fire hazard of eucalypt plantings*. Ecosphere, 7(11), 1-14
- KEANE, R.E. 2015. *Wildland Fuel Fundamentals and Applications*; 191 p.; Springer: New York, NY, USA, e ISBN 978-3-319-09015-3
- KEY, C. H., BENSON, N. C. 2006. *Landscape assessment (LA): Sampling and analysis methods*. USDA Forest Service General Technical Report RMS-GTR-164-CD, 1–55.
- LENTILE, L. B., SMITH, F. W., SHEPPERD, W. D. 2006. *Influence of topography and forest structure on patterns of mixed severity fire in ponderosa pine forests of the South Dakota Black Hills, USA*. International Journal of Wildland Fire, 15, 557–566. <https://doi.org/10.1071/WF05096>
- LUKE, R.H.; McARTHUR, A.G. 1978. *Bushfires in Australia*; Reprinted with corrections 1986 ed.; Australian Government Publishing Service for CSIRO: Canberra, Australia, 359 págs.
- MADRIGAL J, GUIJARRO M, HERNANDO C, DÍEZ C, MARINO E 2011 *Effective heat of combustion for flaming combustion of Mediterranean forest fuels*. Fire Technol 47:461–474
- MADRIGAL J, MARINO E, GUIJARRO M, HERNANDO C, DÍEZ C 2012. *Evaluation of the flammability of gorse (*Ulex europaeus L.*) managed by prescribed burning*. Ann For Sci 69,387–397
- MADRIGAL J, HERNANDO C, GUIJARRO M 2011 *A new bench-scale methodology for evaluating the flammability of live forest fuels*. J Fire Sci 31,131–142
- MAREY PÉREZ, MF 2019. *O eucalipto: problema ou oportunidade*. Recursos Rurais, 15, 35-42
- MARTIN RE, GORDON DA, GUTIERREZ MA, LEE DS, MOLINA DE, SCHROEDER RA, SAPSIS DB, STEPHENS SL, CHAMBERS M 1994. *Assessing the flammability of domestic and wildland vegetation*. Proceedings of the 12th conference on fire and Forest meteorology, Society of American Foresters, Bethesda, MD, Jekyll Island, GA, 26–28 October, 130–137
- MARTÍN, A., BOTEQUIM, B., OLIVEIRA, T. M., AGER, A., PIROTTI, F. 2016. *Temporal optimisation of fuel treatment design in blue gum (*Eucalyptus globulus*) plantations*. Forest Systems, 25(2).
<https://doi.org/10.5424/fs/2016252-09293>
- MATTHEWS S. 2014. *Dead fuel moisture research: 1991–2012* International Journal of Wildland Fire 2014, 23, 78–92
- MATTHEWS, S., GOULD, J., McCAW, L. 2010. *Simple models for predicting dead fuel moisture in eucalyptus forests*. International Journal of Wildland Fire, 19(4), 459–467.
<https://doi.org/10.1071/WF09005>

- MATTHEWS, S., MCCAW, W. L., NEAL, J. E., SMITH, R. H. 2007. *Testing a process-based fine fuel moisture model in two forest types*. Canadian Journal of Forest Research, 37(1), 23–35.
<https://doi.org/10.1139/X06-207>
- MCCAW, W. L. 2013. *Managing forest fuels using prescribed fire - A perspective from southern Australia*. Forest Ecology and Management, 294, 217–224. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.012>
- MCCAW, W. L., GOULD, J. S., CHENEY, N. P. 2008. *Existing fire behaviour models under-predict the rate of spread of summer fires in open jarrah (*Eucalyptus marginata*) forest*. Australian Forestry, 71(1), 16–26.
<https://doi.org/10.1080/00049158.2008.10676267>
- MCCAW, W. L., GOULD, J. S., PHILLIP CHENEY, N., ELLIS, P. F. M., ANDERSON, W. R. 2012. *Changes in behaviour of fire in dry eucalypt forest as fuel increases with age*. Forest Ecology and Management, 271, 170–181.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.02.003>
- MCCAW, W. L., NEAL, J. E., SMITH, R. H. 1996. *Fuel accumulation following prescribed burning in young even-aged stands of karri (*Eucalyptus diversicolor*)*. Australian Forestry, 59(4), 171–177.
<https://doi.org/10.1080/00049158.1996.10674686>
- MCCAW, W. L., NEAL, J. E., SMITH, R. H. 2002. *Stand characteristics and fuel accumulation in a sequence of even-aged Karri (*Eucalyptus diversicolor*) stands in south-west Western Australia*. Forest Ecology and Management, 158(1–3), 263–271. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00719-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00719-2)
- MCCAW, W., CHENEY, N., GOULD, J. 2003. *Do Eucalypt forest fires burn faster and hotter in older fuels? Implications for hazard reduction burning*. International Wildland Fire, February 2015, 7.
<http://www.fire.uni-freiburg.de/summit-2003/3-IWFC/Papers/3-IWFC-057-McCaw.pdf>
- MILLER, J.D., THODE, A.E. 2007. *Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio(dNBR)* Remote Sens. Environ 109 66-80. DOI:[10.1016/j.rse.2006.12.006](https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.12.006).
- MIRRA, I. M., OLIVEIRA, T. M., BARROS, A. M. G., FERNANDES, P. M. 2017. *Fuel dynamics following fire hazard reduction treatments in blue gum (*Eucalyptus globulus*) plantations in Portugal*. Forest Ecology and Management, 398, 185–195. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.016>
- MOREIRA, F., VAZ, P., CATRY, F., SILVA, J. S. 2009. *Regional variations in wildfire susceptibility of land-cover types in Portugal: Implications for landscape management to minimize fire hazard*. International Journal of Wildland Fire, 18(5), 563–574. <https://doi.org/10.1071/WF07098>
- MOSQUERA-LOSADA MR, MCADAM J, RIGUEIRO-RODRÍGUEZ A. 2005. *Silvopastoralism and sustainable land management*. CAB International ISBN 9781845930011, 419 p.
- MOSQUERA-LOSADA MR, SANTIAGO-FREIJANES JJ, PISANELLI A, ROIS M, SMITH J, DEN HERDER M, MORENO G, FERRERO-DOMÍNGUEZ N, MALIGNIER N, LAMERSDORF N, BALAGUER F, PANTERA A, RIGUEIRO-RODRÍGUEZ A, ALDREY JA, GONZALEZ-HERNÁNDEZ P, FERNÁNDEZ-LORENZO JL, ROMERO-FRANCO R, BURGESS PJ. 2018 *Agroforestry in the European Common Agricultural Policy*. Agroforestry Systems 92,1117–1127
- NDALILA MN, WILLIAMSON GJ, BOWMAN DMJS 2018 *Geographic Patterns of Fire Severity Following an Extreme Eucalyptus Forest Fire in Southern Australia: 2013*. Forcett-Dunalley Fire. Fire Fire, 40 1-28
[doi:10.3390/fire1030040](https://doi.org/10.3390/fire1030040) www.mdpi.com/journal/fire
- NOLAN, R.H.; BOER,M.M.; RESCO DE DIOS, V.; CACCAMO,G.; BRADSTOCK, R.A. 2016. *Large-scale, dynamic transformations in fuel moisture drive wildfire activity across southeastern Australia*. Geophys. Res. Lett., 43, 4229–4238.
- NUNES L, ÁLVAREZ-GONZÁLEZ JG, ALBERDI I, SILVA V, ROCHA M, CASTRO REGO F.2019. *Analysis of the occurrence of wildfires in the Iberian Peninsula based on harmonised data from national forest inventories*. Annals of Forest Science 76:27 <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0811-5>
- O'CONNELL, A. M., MCCAW, W. L. 1997. *Prescribed burning of thinning slash in regrowth stands of karri (*Eucalyptus diversicolor*) 2. Nitrogen budgets in pre- and post-burn fuel*. International Journal of Wildland Fire, 7(1), 41–49.
<https://doi.org/10.1071/WF9970041>

- PARKS SA, HOLSINGER LM, MILLER C, NELSON CR. 2015. *Wildland fire as a self-regulating mechanism: the role of previous burns and weather in limiting fire progression*. Ecol. Appl 25(6), 1478-1492.
[doi:10.1890/14-1430](https://doi.org/10.1890/14-1430).
- PARKS SA, MILLER C, NELSON CR, HOLDEN ZA. 2014. *Previous fires moderate burn severity of subsequent Wildland fires in two large Western US wilderness areas*. Ecosystems. 17:29–42.
- PARKS, S.A.; DILLON, G.K., MILLER, C. 2014. A new metric for quantifying burn severity. *The relativized burn ratio*, Remote Sens. 6, 1827-1844. DOI: [10.3390/rs6031827](https://doi.org/10.3390/rs6031827).
- PAUSAS, J.G.; KEELEY, J.E.; SCHWILK, D.W. 2017 *Flammability as an ecological and evolutionary driver*. J. Ecol. 105, 289–297.
- PENMAN TD. COLLINS L, PRICE OF, BRADSTOCK RA, METCALF S, CHONG DMO, 2013. *Examining the relative effects of fire weather, suppression and fuel treatment on fire behaviour: a simulation study*. J. Environ. Manag. 131, 325-333.
- PENMAN, T. D., YORK, A. 2010. *Climate and recent fire history affect fuel loads in Eucalyptus forests: Implications for fire management in a changing climate*. Forest Ecology and Management, 260(10), 1791–1797.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.023>
- PENMAN, T. D., BINNS, D. L., SHIELS, R. J., ALLEN, R. M., KAVANAGH, R. P. 2008. *Changes in understorey plant species richness following logging and prescribed burning in shrubby dry sclerophyll forests of south-eastern Australia*. Austral Ecology, 33(2), 197–210.
<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01809.x>
- PÉREZ-CRUZADO C, MERINO A, RODRÍGUEZ-SOALLEIRO R 2011. *A management tool for estimating bioenergy production and carbon sequestration in Eucalyptus globulus and Eucalyptus nitens -grown as short rotation woody crops in north-west Spain*. Biomass Bioenergy 35:2839-2851
- PICOS J, ALONSO L, G BASTOS G, ARMESTO J. 2019 *Event-Based Integrated Assessment of Environmental Variables and Wildfire Severity through Sentinel-2 Data*. Forests,10, 1021; doi:[10.3390/f10111021](https://doi.org/10.3390/f10111021)
- PINTO, A., FERNANDES, P. M., ESPINOSA-PRIETO, J., LOUREIRO, C. 2013. *FIREglobulus: Estudo Experimental do Comportamento e Efeitos do Fogo em Eucalipto*. Silva Lusitana, 21(Especial), 143–155.
- PITA, P. A., GONZÁLEZ, D. 1977. *Las quemas controladas en montes arbolados de E.globulus como prevención de incendios forestales en Galicia*. En “Técnicas españolas de lucha contra incendios forestales” ICONA Monografía 20.
- PLUCINSKI, M.P., SULLIVAN, A.L., RUCINSKI, C.J., PRAKASH, M. 2017. *Improving the reliability and utility of operational bushfire behaviour predictions in Australian vegetation*. Environmental Modelling Software, 91, 1-12
- PRICE OF, BRADSTOCK R., 2010. *The effect of fuel age on the spread of fire in sclerophyll forest in the Sydney region of Australia*. Int. J. Wildland Fire 19, 35e45
- PRICE OF, BRADSTOCK RA, 2011. *Quantifying the influence of fuel age and weather on the annual extent of unplanned fires in the Sydney region of Australia*. Int. J. Wildland Fire 20, 142-151
- PRICE OF, BRADSTOCK RA, KEELEY JE, SYPHARD AD. 2012 *The impact of antecedent fire area on burned area in southern California coastal ecosystems*. J Environ Manage.;113:301–7.
- PRICE OF, PENMAN T, BRADSTOCK R, BORA R. 2016 *The drivers of wildfire enlargement do not exhibit scale thresholds in southeastern Australian forests*. J. Environ. Manage. 181 ,208-217
- PRIOR LD, MURPHY BP, BOWMAN DMJS 2018. *Conceptualizing Ecological Flammability: An experimental test of three frameworks using various types and loads of surface fuels*. Fire 1(14) doi:[10.3390/fire101001](https://doi.org/10.3390/fire101001)
- PYNE, S.J., 2006. THE STILL-BURNING BUSH. SCRIBE SHORT BOOKS, CARLTON NORTH, VICTORIA QIAO, H., WU, M., SHA-KIR, M., WANG, L., KANG, J., NIU, Z. 2016. *Classification of small-scale eucalyptus plantations based on NDVI time series obtained from multiple high-resolution datasets*. Remote Sensing, 8(2), 1–20.
<https://doi.org/10.3390/rs8020117>
- QUINTANO C, FERNANDEZ-MANSO, A., ROBERTS, D.A. 2017. *Burn severity mapping from Landsat MESMA fraction images and Land Surface Temperature*, Remote Sens. Environ, no. 190, pp. 83-95. DOI: [10.1016/j.rse.2016.12.009](https://doi.org/10.1016/j.rse.2016.12.009)

- REGO FC, SILVA JS 2014. *Wildfires and landscape dynamics in Portugal: a regional assessment and global implications*. In J.C. Azevedo et al. (eds.), Forest Landscapes and Global Change: Challenges for Research and Management. DOI 10.1007/978-1-4939-0953-7_3, Springer
- RIGUEIRO A. 1985. *La utilización del ganado en el monte arbolado gallego, un paso hacia el uso integral del monte*. En Estudios sobre la prevención y efectos ecológicos de incendios forestales R. Vélez and J.A. Vega (eds). Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura. Madrid: 61-78. ISBN 84-7479-407-2
- RIGUEIRO, A., VEGA, J. A. 1983. *Prevention d'incendies forestières dans le reboisements d'Eucalyptus globulus au moyen du pâturage et de brûlages contrôlés*. Actes Du Colloque International CSIRO-AFOCEL Sur Les Eucalyptus Resistans Au Froid. Bordaux, France: 316-328.
- RIGUEIRO-RODRÍGUEZ A, MCADAM J, MOSQUERA-LOSADA MR 2009 *Agroforestry in Europe. Advances in Agroforestry*. Springer ISBN: 978-1-4020-8271-9,455p.
- RIGUEIRO-RODRÍGUEZ A, MOSQUERA-LOSADA R, ROMENO-FRANCO R, GONZÁLEZ-HERNÁNDEZ MP, VILLARINO-URTIAGA JJ 2005. *Silvopastoral systems as a forest fire prevention technique*. In: Mosquera-Losada MR, McAdam J, Rigueiro-Rodríguez A (eds.) Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CABI, Wallingford, UK
- RIGUEIRO-RODRÍGUEZ A, MOSQUERA-LOSADA RM, LÓPEZ L 1999. *Silvopastoral Systems in Prevention of Forest Fires in the Forests of Galicia (NW Spain)*. Agroforestry Forum:9(3), 3-8.
- RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, A., FERNÁNDEZ-NÚÑEZ, E., SANTIAGO-FREIJANES, J. J., MOSQUERA-LOSADA, M. R. 2005. *Silvopastoral systems for forest fire prevention*. In: Mosquera-Losada MR, McAdam J, Rigueiro-Rodríguez A (eds.) Silvopastoralism and Sustainable Land Management. CABI, (Vol. 1, pp. 380–387). Wallingford, UK.
- ROTHERMEL RC. 1972. *A mathematical model for fire spread predictions in wildland fuels*. USDA Forest Service Research Paper INT-115. Ogden, UT, USA: US Forest Service.40p
- RUIZ-GONZÁLEZ, A.D., VEGA, J.A. 2007. (Libro) *Modelos de predicción de la humedad de los combustibles muertos: fundamentos y aplicación*. Monografías INIA: Serie Forestal, 15, 207p. ISBN: 978847498520-7.
- SALIS M, LACONI M, AGER AA, ALCASENA FJ, ARCA B, LOZANO OM, OLIVEIRA AS, SPANO D 2016. *Evaluating alternative fuel treatment strategies to reduce wildfire losses in a Mediterranean area*. Forest Ecology and Management 368, 207–221.
- SCHWILK, D.W. 2015. *Dimensions of plant flammability*. New Phytol. 206, 486–488
- SHARPLES, J. J., MATTHEWS, S. 2011. *Evaluation of some simplified models for predicting the moisture content of fine, dead fuels*. MODSIM 2011 - 19th International Congress on Modelling and Simulation - Sustaining Our Future: Understanding and Living with Uncertainty, December, 242–248.
<https://doi.org/10.36334/modsim.2011.a2.sharbles2>
- SILVA JS, FERNADES P, CATRY F, MOREIRA M, REGO F. 2010. *Perigo, incidência e severidade do fogo nas florestas portuguesas*. En Ecologia do fogo e gestão de áreas ardidas. F.Moreira, FX Catry, J Sande Siva e F. Rego. ISA Press, 167-190.
- SILVA, C. A., KLAUBERG, C., HUDAQ, A. T., VIERLING, L. A., LIESENBERG, V., CARVALHO, S. P. C. E., RODRIGUEZ, L. C. E. 2016. *A principal component approach for predicting the stem volume in Eucalyptus plantations in Brazil using airborne LiDAR data*. Forestry, 89(4), 422–433.
<https://doi.org/10.1093/forestry/cpw016>
- SILVA-PANDO FJ, ROZADOS LORENZO MJ, GONZÁLEZ HERNÁNDEZ MP 2002. *Objetivo, diseño y aplicación de experiencias en sistemas agroforestales atlánticos*. Cuad. Soc. Esp. Cien. For. 14,109-114
- SILVA-PANDO, FJ 1992. *Ecological Effects of Agroforestry on Pinewoods and Eucalyptus Woods in Galicia (N.W. of the Iberian Peninsula)*. En Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes. Carl Olof Tamm (auth.), A. Teller, P. Mathy, J. N. R. Jeffers (eds.) Springer Netherlands,874-875
- SLIJEPCVIC, A., ANDERSON, W. R., MATTHEWS, S. 2013. *Testing existing models for predicting hourly variation in fine fuel moisture in eucalypt forests*. Forest Ecology and Management, 306, 202–215.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.033>

- SLIJEPEVIC, A., ANDERSON, W. R., MATTHEWS, S., ANDERSON, D. H. 2015. *Evaluating models to predict daily fine fuel moisture content in eucalypt forest*. Forest Ecology and Management, 335, 261–269.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.040>
- SMITH AMS, WOOSTER MJ, DRAKE NA, DIPOTSO FM, FALKOWSKI MJ, HUDAK AT 2005. *Testing the potential of multi-spectral remote sensing for retrospectively estimating fire severity in African savanna environments*. Remote Sens Environ 97, 92–115.
doi: 10.1016/J.RSE.2005.04.014
- SOBRINO JA, LLORENS R, FERNÁNDEZ C, FERNÁNDEZ-ALONSO JM, VEGA JA 2019 *Relationship between Soil Burn Severity in Forest Fires Measured*. In: Situ and through Spectral Indices of Remote Detection. Forests. Forests, 10, 457; doi:10.3390/f10050457
- SOTO MA 2013. *Aproximación al origen y naturaleza de la conflictividad de las plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus ssp.*) en España*. 6º Congreso Forestal Español. 6CFE01-607, 2-12
- STEPENSON, C. 2010. *A literature review on the economic, social and environmental impacts of severe bushfires in south-eastern Australia*. Fire and adaptive management report no. 87. Bushfire Cooperative Research Centre. Victoria Government. 71 págs
- STEPHENSON C, HANDMERA J, BETTS R 2013. *Estimating the economic, social and environmental impacts of wildfires in Australia*. Environmental Hazards, 12, 2, 93–111, to tackle wildfires in Mediterranean forest ecosystems. For. Pol. Econ. 86 1
- TRAN BN, TANASE MA, BENNET LT, APONTE C. 2018. *Evaluation of Spectral Indices for Assessing Fire Severity in Australian Temperate Forests*. Remote Sens, 10, 1680; doi:10.3390/rs10111680.
- TUMINO BJ, DUFF TJ, GOODGER JQD, CAWSON JG 2019. *Plant traits linked to field-scale flammability metrics in prescribed burns in Eucalyptus forest*.
- VALETTE, J.C. 1988. *Inflammabilité, teneur en eau et turgescence relative de Quatre espèces méditerranéennes*. En: Documentos del Seminario sobre Métodos y Equipos para la Prevención de Incendios Forestales, 98-107. ICONA. Madrid
- VALETTE, J.C. 1990. *Inflammabilités des espèces forestières méditerranéennes. Conséquences sur la combustibilité des formations forestières*. Revue Forestière Francaise, XLII, 76-92.
- VARNER JM, KANE JM, KREYE JK, ENGBER E. 2015. *The Flammability of forest and woodland litter: a synthesis*. Current Forestry 1, 91-99
- VEGA, J. A. 1978. *Utilización del fuego controlado en las comunidades vegetales de Galicia*. Bol. Estac. Central Ecol, 7(14), 3–19.
- VEGA, J. A. 1985. *Empleo del fuego prescrito en eucaliptales de Galicia*. In “Estudios sobre la prevención y efectos ecológicos de incendios forestales.” In En: R. Vélez and J.A. Vega (eds). Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Ministerio de Agricultura.
- VEGA, J. A., CASAL, M. 1986. *Contraste de estimadores de humedad del combustible forestal fino muerto en montes arbolados de Galicia (NW de España)*. ICONA.
- VEGA, J.A., FONTÚRBEL, M.T., FERNÁNDEZ, C., ARELLANO, A., DÍAZ-RAVIÑA, M., CARBALLAS, T., MARTÍN, A., GONZÁLEZ-PRIETO, S., MERINO, A., BENITO, E., 2013a. *Acciones urgentes contra la erosión en áreas forestales quemadas: Guía para su planificación en Galicia*. Santiago de Compostela. ISBN: 978-84-8408-716-8. 140 págs.
- VEGA, JA., FERNÁNDEZ, C., JIMÉNEZ, E., RUIZ, A.D., 2009a. *Evidencias de cambio climático en Galicia a través das tendencias dos índices de perigo de incendios forestais*. En: Evidencias e impactos do cambio climático en Galicia. Xunta de Galicia: 173-194.
- VEGA, J.A., FERNÁNDEZ, C., JIMÉNEZ, E., RUIZ, A.D., 2009 b. *Impacto dun escenario de cambio climático sobre o perigo de incendios forestais en Galicia*. En: Evidencias e impactos do cambio climático en Galicia. Xunta de Galicia, pp. 583-607.

- VEIRAS X, SOTO MA 2011. *La conflictividad de las plantaciones de eucalipto en España y Portugal*. Greenpeace. 98 págs.
- VÉLEZ, R. 1981. *Fire effects and fuel management in Mediterranean ecosystems in Spain*. In Conrad CE, Oechel WC (Technical Coordinators) Dynamics and Management of the Mediterranean-Type Ecosystems. Proceedings of the Symposium, 22–26.
http://www.southernregion.fs.fed.us/psw/publications/documents/psw_gtr058/psw_gtr058_6a_velez.pdf
- VERKERK, P.J., MARTINEZ DE ARANO, I., PALAHÍ, M., 2018. *The bioeconomy as an opportunity*
- VIEGAS DX ET AL 2017. *O Complexo de incendios de Pedrógão Grande e de concelhos limítrofes, iniciado a 17 de junho de 2017*. 238p.
- VIEGAS, D. X., VIEGAS, T. S. P., FERREIRA, D. 1992. *Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in central Portugal*. International Journal of Wildland Fire, 2(2), 69–86.
<https://doi.org/10.1071/WF9920069>
- WHITE RH, ZIPPERER WC 2010. *Testing and classification of individual plants for fire behaviour: plant selection for the wildland–urban interface*. Int J Wildland Fire 19,213–227
- WRIGHT, C. S., VIHNANEK, R. E. 2014. *Stereo photo series for quantifying natural fuels. Volume XIII: Grasslands, Shrublands, Oak-Bay Woodlands, and Eucalyptus Forests in the East Bay of California*. General Technical Report PNW-GTR, XIII.
- WYSE, S.V.; PERRY, G.L.W.; O'CONNELL, D.M.; HOLLAND, P.S.; WRIGHT, M.J.; HOSTED, C.L.; WHITELOCK, S.L.; GEARY, I.J.; MAURIN, K.J.L.; CURRAN, T.J. 2016. *A quantitative assessment of shoot flammability for 60 tree and shrub species supports rankings based on expert opinion*. Int. J. Wildland Fire, 25, 466–477.

10 |

Los efectos del cultivo
del *Eucalyptus* sobre la
biodiversidad en la biografía
científica



Autores de este informe:

Victor Sazatornil y Jordi Camprodón,

Centro de Ciencia y Tecnología Forestal de Catalunya (CTFC) Solsona (Lleida)

CONTENIDO

1. Introducción [157]

2. Metodología y descripción de la bilbiografía revisada [159]

2.1 Revisión sistemática y análisis cuantitativo

3. Listado de literatura y países prioritarios identificados [160]

4. Conclusiones relacionadas con los parámetros identificados [160]

4.1 Análisis cuantitativo de los patrones generales del efecto del eucalipto sobre la biodiversidad

4.1.1. *Análisis de patrones generales*

4.2 Conclusiones de la revisión por grupo Taxonómico

4.2.1. Aves

4.2.2. *Flora y hongos*

4.2.3. *Invertebrados terrestres*

4.2.4. *Fauna acuática*

4.2.5. *Herpetos*

4.2.6. *Mamíferos*

5. Gaps temáticos identificados [171]

5.1 Factores de escala en el análisis de la relación del eucalipto con la biodiversidad

5.2 Papel de las plantaciones en la conectividad de sistemas forestales

5.3 Integración de prácticas beneficiosas para la biodiversidad en las explotaciones de eucalipto

6. Conclusiones generales [173]

7. Referencias en el texto [174]

8. Bibliografía [178]

1. Introducción

Los bosques son imprescindibles para la conservación de la biodiversidad a la vez que proporcionan servicios ecosistémicos fundamentales para el desarrollo sostenible de las sociedades modernas. Concretamente, los bosques están implicados en procesos relacionados con servicios ecosistémicos de provisión (madera, alimentos, etc.), de regulación (atmósfera, agua, etc.), y de ellos se obtiene un rendimiento económico y en términos de bienestar a través de muy diversas formas de aprovechamiento. Por otro lado, los bosques albergan una elevada biodiversidad que incluye, entre otras, especies altamente especializadas cuyo hábitat es insustituible. Gran parte de la biodiversidad del planeta depende enteramente o en gran medida de los bosques. Es por todo ello que la continua pérdida global de superficie de bosques es una de las cuestiones ambientales que generan mayor preocupación, creciente en amplios sectores de la sociedad. El ritmo de deforestación es desigual entre zonas e incluso se observa un incremento del bosque en algunas regiones que previamente habían sido muy deforestadas, como Europa. La pérdida de bosque acarrea una pérdida de biodiversidad que no puede ser reemplazada y el foco de su conservación y la sostenibilidad de su gestión no debe ponerse únicamente en las especies afectadas sino también en los procesos en los que éstas intervienen.

A escala global, la superficie de bosques de regeneración natural se ha reducido en las últimas décadas (Keenan *et al.* 2015), mientras la superficie ocupada por bosques plantados se ha incrementado hasta alcanzar aproximadamente los 290 millones de hectáreas estimadas en 2020 (FAO, 2020) frente a los 167.5 millones de ha en 1990; Payn *et al.* 2015). Del total de bosques plantados, el 45% corresponde a plantaciones forestales con manejo intensivo y fines meramente productivos (FAO, 2020). Algunas proyecciones de escenarios futuros apuntan a que esta tendencia va a seguir creciendo en los próximos decenios. La franja tropical y las regiones de clima templado forman el ámbito preferente de implantación de plantaciones forestales a nivel global por su mayor productividad y la capacidad de adaptación de las especies más comúnmente plantadas, a menudo foráneas. A pesar de que la diversidad de especies y variedades plantadas es enorme, predominan a nivel global 4 géneros: *Tectona*, *Eucalyptus*, *Pinus* y *Acacia*. En España, las especies más frecuentes en plantaciones forestales productivas hoy en día son los eucaliptos (*Eucalyptus globulus*, *E. camaldulensis*, *E. nitens*), el pino de Monterrey (*Pinus radiata*), las choperas (*Populus* spp.), otras coníferas como (*Pseudotsuga* sp., *Larix* sp.) y el pino marítimo (*Pinus pinaster*). Los eucaliptales ocupan del orden de 620.000 ha en España¹ (Figura 1).

La finalidad y usos de las plantaciones forestales es diversa, e incluye la restauración de suelos degradados, la

Fig. 1

Distribución del eucalipto en España (Mapa Forestal de España, MFE)



¹ Anuario Estadístico Forestal 2018 (MAPA, 2018).

producción de alimentos, madera o papel, o el secuestro de carbono. Por lo tanto, la función de las plantaciones se solapa, al menos parcialmente, con los usos que tradicionalmente se ha dado a los bosques de regeneración natural. Como recurso, las plantaciones forestales suponen una alternativa a los hábitats forestales de regeneración natural. Sin embargo, las plantaciones suelen formar estructuras generalmente monoespecíficas, de estructura homogénea, elevada densidad de pies y sin apenas elementos asociados a la madurez del bosque (árboles de grandes dimensiones y edades, decaimiento de árboles y generación madera muerta abundante de gran tamaño y distintos estadios de descomposición, etc.), de modo que el sistema se halla siempre en estadio de regeneración-explotación, sin llegar a estadios de conservación y decaimiento del sistema, dentro del modelo propuesto por Holling (1992) sobre los estadios de desarrollo y flujo de los ecosistemas. Esta simplificación estructural y composicional, que también puede hallarse en los bosques de regeneración natural jóvenes o en aprovechamiento maderero, se traducen en menor riqueza específica y complejidad del sistema y capacidad de resiliencia (Holling & Mefe 1996), lo cual se valora como un empobrecimiento de las comunidades vegetales y faunísticas respecto a otros hábitats forestales más heterogéneos. En muchos casos, las especies plantadas están muy alejadas taxonómicamente en el contexto donde se implantan, de manera que no se han dado procesos de coevolución de la fauna y flora autóctonas, lo cual limita su capacidad de adaptación y utilidad como recurso (Hallett, 2006). En general, las especies pueden seguir diferentes caminos frente a los cambios introducidos en el paisaje por las plantaciones foráneas. Si no son capaces de adaptarse a las nuevas condiciones, pueden extinguirse localmente, mientras que, si son suficientemente móviles, pueden desplazarse hacia hábitats propicios. Por otro lado, pueden ser suficientemente flexibles para afrontar y adaptarse a las nuevas condiciones del medio, mientras para algunas especies, dichos cambios pueden proporcionar nuevas oportunidades, proporcionándoles nuevos recursos tróficos, de refugio, reproducción u otras ventajas competitivas.

Sin embargo, a pesar de estimarse un efecto de empobrecimiento como norma general, tanto la capacidad de adaptación de las especies como el resto de procesos implicados en la capacidad de acogida de las plantaciones respecto a la fauna y flora locales son altamente dependientes

del contexto geográfico y de la extensión, composición, madurez y heterogeneidad de las plantaciones en cada caso. A la hora de evaluar los cambios deben tenerse en cuenta los usos previos y opciones alternativas (Brokerhoff *et al.* 2008). En general, la naturaleza y/o magnitud de los efectos de las plantaciones sobre la biodiversidad no son plenamente extrapolables a partir de casos concretos, y responderán a factores específicos del contexto (tanto intrínsecos como relativos a las prácticas de gestión), bióticos y abióticos (Martínez-Jáuregui *et al.* 2016; Pedley *et al.* 2019). Por lo tanto, las generalizaciones deben ser matizadas en base a su contexto, y los patrones generales deben estimarse aplicando metodologías de descontextualización que permitan discriminar los efectos fijos (independientes del contexto) de los efectos particulares que dependen de las condiciones de contextos específicos. La extracción de generalidades a partir de la compilación de casos concretos en contextos diversos puede ser una herramienta que contribuya a mejorar la gestión y la toma de decisiones, sin sustituir el conocimiento necesario de las condiciones particulares, y es una corriente emergente para incorporar criterios de sostenibilidad en plantaciones forestales (Díaz-Balteiro *et al.* 2015).

El objetivo de este trabajo es precisamente analizar los patrones globales del impacto de las plantaciones de eucalipto (una de las especies que ocupan mayor superficie de plantaciones forestales a nivel global y en la península ibérica) sobre la biodiversidad preexistente, así como revisar la bibliografía existente sobre los procesos implicados.

Numerosos estudios describen cómo las comunidades preexistentes se empobrecen cuando se suceden cambios de uso del suelo que conllevan la sustitución de hábitats naturales, semi-rurales o silvo-pastorales, que incluyen comunidades de matorral y, en unas pocas ocasiones, de pastizal y cultivo herbáceo, por plantaciones de eucalipto (Araújo 1995; Calviño-Cancela *et al.* 2012, 2013; Deus *et al.* 2018; Pina *et al.* 2013; Coelho *et al.* 2014; Cruz *et al.* 2015; Hermann *et al.* 2015; da Silva *et al.* 2019), con numerosos trabajos en la península ibérica. A pesar de que determinados estudios apuntan a que la generalización de la pérdida de biodiversidad asociada a las plantaciones con especies exóticas parece consistente y constante entre regiones (incluyendo biomasa y eco-regiones diversas), algunos autores apuntan también a que determinadas prácticas de gestión de las plantaciones pueden, en determinadas circunstancias, modular hasta cierto grado la respuesta

de la fauna y la flora nativas, originando sistemas mixtos entre la plantación intensiva con fines productivos y la persistencia de taxones y procesos preexistentes, manteniendo parte de su valor en términos de biodiversidad (Tavares *et al.* 2019). No obstante, esta opción intermedia ha sido poco estudiada y, en cualquier caso, la ampliación de su extensión requiere una aplicación del principio de cautela. Por otro lado, el impacto de las plantaciones sobre la biodiversidad autóctona depende en parte de la distancia evolutiva entre las especies plantadas y las preexistentes (Brokerhoff *et al.* 2015). En el caso del eucalipto, este está muy diferenciado a nivel taxonómico de las familias que conforman buena parte de las formaciones nativas de las regiones donde se planta. El impacto del eucalipto sobre las comunidades locales es un tema controvertido y deben tenerse en cuenta aspectos como el potencial de las plantaciones para la restauración de tierras degradadas (Montoya 1995). Otro aspecto relevante poco estudiado son los cambios sucesionales de las plantaciones, análogos a los sistemas naturales, de manera que el conjunto del ecosistema de la plantación varía en ciclos habitualmente de 12 a 15 (22) años en el caso del eucalipto en España (Ruiz *et al.* 2008), aunque una parte de plantaciones se pasa de turno. La relación de estos ciclos con la provisión de hábitat adecuado a especies de fauna y flora merece una mayor atención.

A nivel de la península ibérica, la expansión del eucalipto se ha dado a lo largo del siglo XX, a menudo sin una planificación a múltiples escalas con criterios de sostenibilidad, y ha propiciado cambios drásticos en el paisaje (Teixido *et al.* 2010). La expansión ibérica del eucalipto ha sido desigual entre territorios, siendo el frente marítimo Atlántico y Cantábrico, el norte y centro de Portugal y algunas provincias del suroeste español, las zonas donde se ha concentrado esta expansión. Esta expansión ha sido a costa tanto de hábitats antrópicos generalmente abiertos (cultivos, prados y otras tierras agrarias, pastizales y dehesas) como de hábitats forestales de matorral (Ramil-Rego *et al.* 2013). En algunas zonas la implantación del eucalipto se ha realizado en superficie forestal ocupada por formaciones locales (Teixido *et al.* 2010).

2. Metodología y descripción de la bibliografía revisada

2.1. Revisión sistemática y análisis cuantitativo

El análisis cuantitativo del efecto de las plantaciones de eucalipto sobre la biodiversidad se ha realizado a partir de información disponible en formato de publicaciones preexistentes. Se han tenido en cuenta aquellos trabajos en los que se compara la biodiversidad que albergan los eucaliptales frente a la de otros usos del suelo en un mismo ámbito geográfico. Para ello, se ha realizado una revisión sistemática utilizando los buscadores *Google Scholar* y *Scopus*. La búsqueda se ha realizado a dos niveles. Los dos niveles corresponden a diferentes escalas geográficas: una global y la otra focalizada en la península ibérica, con el objetivo de reducir la variabilidad contextual al ámbito de mayor interés. Por un lado, se han utilizado los términos de búsqueda “*Eucalyptus AND plantations AND biodiversity*” para hacer una búsqueda general de trabajos realizados sin restringir el ámbito geográfico. Por otro lado, la búsqueda más exhaustiva a escala de península ibérica se ha realizado añadiendo a los términos de búsqueda nuevas combinaciones (incluyendo grupos taxonómicos concretos y términos de búsqueda como *impact*, *conservation*, etc.). La búsqueda se ha ampliado además a resultados en castellano para ajustarlo mejor al contexto ibérico. En algunos casos, la revisión de las referencias extraídas ha permitido localizar nuevos trabajos y ampliar la muestra. A partir de las referencias localizadas se ha extraído información acerca del contexto del estudio, metodología empleada y resultados de la comparación de parámetros de biodiversidad entre usos del suelo. Los parámetros se han agrupado inicialmente en cinco categorías (factores) principales:

- Diversidad taxonómica: Diversidad alfa (riqueza de especies) independiente de la relación numérica entre individuos de los diferentes taxones analizados.
- Abundancia: Indicadores de la abundancia absoluta de individuos de un taxón concreto.
- Diversidad funcional: Diversidad beta. Tiene en cuenta la estructura, función y ecología de las comunidades representadas, así como la relación numérica entre los taxones incluidos.
- Fitness: Algunos trabajos analizan aspectos poblacionales como son parámetros reproductivos de las especies objetivo.

- Singularidad: Más allá de la diversidad alfa o beta, algunos trabajos tratan otros parámetros de la diversidad relacionados con la singularidad, grado de amenaza o endemismo de las especies representadas.

Debido a la escasa representatividad de *Fitness* y *Singularidad* en la muestra, los análisis subsiguientes se han centrado en las tres primeras categorías.

La información se ha extraído en base a los grupos que corresponden a clases de hábitats o usos del suelo con los que se contrastan los valores estimados en las plantaciones de eucalipto (variación entre grupos; se han excluido los trabajos comparativos del área de distribución natural de *Eucalyptus sp.*), así como los cambios a lo largo de gradientes estructurales de la vegetación o modelos de gestión (variación dentro de grupos).

A parte del análisis cuantitativo, se ha realizado una descripción de la literatura más significativa sobre la biodiversidad asociada al eucalipto estructurada por grupos taxonómicos o por afinidad ecológica.

3. Listado de literatura y países prioritarios identificados

La literatura identificada a partir de la revisión sistemática se recoge listada y parametrizada en el Anexo 1 del presente documento.

Los estudios compilados corresponden a 8 países individuales (Brasil, Chile, Congo, España, Israel, Portugal, Tanzania, USA) más 3 casos de ámbito global, con claro predominio de los casos de la península ibérica (275 casos), como resultado de la ampliación de los términos de búsqueda en este ámbito geográfico. 277 casos corresponden al Paleártico Occidental en su conjunto.

4. Conclusiones relacionadas con los parámetros identificados

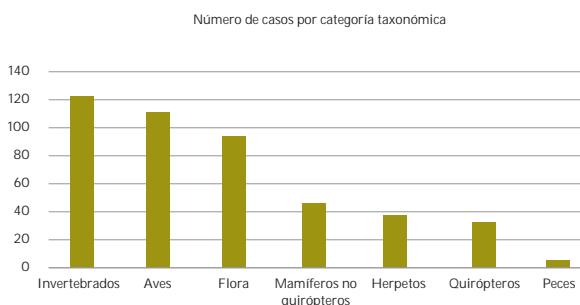
4.1. Análisis cuantitativo de los patrones generales del efecto del eucalipto sobre la biodiversidad

En total, se han extraído 448 casos comparativos de 54 referencias bibliográficas (Anexo I). De los 54 trabajos incluidos en el análisis cuantitativo, 44 (81%) son artículos en revistas SCI y por lo tanto sujetas a revisión de referees, 2 (3,7%) son trabajos académicos (1 tesis doctoral y 1 tesis de máster), 6 (11%) son informes oficiales o artículos en revistas no SCI, y por último 2 más son libros o capítulos de libros.

Los taxones incluidos en la bibliografía son diversos, tanto de flora como de fauna, y para su análisis se han clasificado en 8 categorías (figura 2).

Fig. 2

Número de casos comparativos entre eucalipto y otros usos del suelo (o diferentes características estructurales) obtenidos mediante la revisión sistemática por taxón analizado.



Del total de casos obtenidos, 194 (43%) hacen referencia a la diversidad taxonómica, 126 (28%) a la diversidad funcional, 116 (26%) a la abundancia, y tan solo 6 (<1%) y 3 (<1%) a la singularidad y fitness, respectivamente. Una vez eliminados algunos casos (n=20) en los que la información no contenía detalles de los análisis comparativos o esta no podía clasificarse según los parámetros de análisis contemplados, se han clasificado los casos restantes (n=425) en función de la tipología de hábitat con la que se contrastan los valores obtenidos en las plantaciones de eucalipto. Para ello se han agrupado los hábitats en 3 categorías: Forestal, Matorral, Hábitats abiertos/agrícolas.

4.1.1. Análisis de patrones generales

El análisis de patrones generales permite obtener información robusta del efecto, y comprobar su consistencia entre áreas de estudio (y por lo tanto su grado de dependencia del contexto). Sin embargo, en la práctica, la diversidad de contextos en los que se desarrollan los trabajos y por tanto, de factores aleatorios que intervienen en las respuestas observadas, obliga a prescindir de parte de la información contenida en los trabajos que hace referencia a respuestas muy específicas y/o a elementos muy particulares de cada ámbito de trabajo, en virtud de la generalidad de las conclusiones que se obtienen. La simplificación de la respuesta permite además incorporar un mayor número de trabajos que afrontan la misma cuestión a partir de metodologías diferentes.

Partiendo de la necesidad de simplificar y homogeneizar la respuesta observada en los trabajos individuales para obtener patrones globales, se ha tenido en cuenta el signo del efecto observado en la comparación de los parámetros de diversidad y abundancia analizados entre el eucaliptal y el resto de usos del suelo con los que se compara en los trabajos revisados. De este modo, en función del

valor de estos parámetros (riqueza o diversidad taxonómica, diversidad funcional, abundancia) en las plantaciones y en los grupos contrastados, se ha clasificado el efecto del eucalipto como positivo, negativo o sin diferencias observadas. Hay que tener en cuenta que en la categoría “sin diferencias observadas” no se puede descartar un efecto, pero este no se ha podido constatar de forma estadísticamente significativa en el caso referido. El pequeño tamaño muestral en algunos trabajos individuales puede incrementar el número de casos en esta categoría a pesar de existir un efecto real. A partir de esta clasificación se ha obtenido la distribución de frecuencias que se muestra en la tabla 1. A nivel global, observamos como el efecto negativo de las plantaciones de eucalipto predomina en todas las categorías de tipología de hábitat. Sin embargo, observamos también que en un 31% de los casos de hábitats forestales, el efecto es neutro (o indeterminado con la muestra disponible). Debe observarse que en la clasificación que se ha realizado, el efecto neutro incluye aquellos casos en los cuáles a pesar de haberse obtenido valores diferentes entre hábitats, las diferencias observadas no han resultado ser estadísticamente significativas.

Tabla 1

Número de casos según el signo del efecto observado de las plantaciones de eucalipto en la biodiversidad (diversidad, abundancia y estructura de las comunidades en conjunto) en función de la tipología de los hábitats contrastados.

Categoría de Hábitat	Efecto Negativo	Neutro o sin diferencias observadas	Efecto Positivo
Forestal	235	112	10
Agrícola/abierto	31	4	1
Matorral	26	6	0
Total general	292	122	11

Tabla 2

Número de casos según el signo del efecto de las plantaciones de eucalipto en relación a otros usos del suelo, en función de los parámetros de biodiversidad analizados.

Parámetro	Efecto Negativo	Neutro o sin diferencias observadas	Efecto Positivo
Abundancia	69	41	4
Diversidad funcional	94	21	1
Diversidad taxonómica	126	56	6
Fitness	0	2	0
Singularidad	3	3	0
Total general	292	123	11

Atendiendo a la clasificación según parámetros de biodiversidad analizados, vemos como la predominancia del efecto negativo del eucaliptal es constante en todos ellos excepto en el de fitness, con solo dos casos incluidos, que no permiten extraer conclusiones generales (Tabla 2).

Un aspecto que debe plantearse a la hora de interpretar los resultados basados en contrastar las plantaciones con otros usos como indicador del impacto del eucalipto sobre la biodiversidad, es la idoneidad y alcance de las conclusiones que pueden extraerse, especialmente en lo que se refiere a las categorías de usos del suelo empleadas. En este sentido, a pesar de haberse incluido en la revisión las comparaciones con todos los tipos de usos detectados en la bibliografía revisada, carece de demasiado sentido cuantificar y matizar las diferencias entre hábitats sin tener en cuenta la afinidad estructural entre ellos.

De este modo, el análisis de la capacidad de los eucaliptales de retener biodiversidad tiene sentido y resulta científicamente viable cuando se compara con hábitats afines. En nuestro caso, por ejemplo, tiene poco sentido valorar el impacto de las plantaciones comparando los parámetros de biodiversidad de éstas con los de hábitats abiertos (pastizales, sabanas, desiertos, cultivos herbáceos, etc.), pues no existe ninguna afinidad estructural entre los grupos que se comparan y por lo tanto es esperable (y así sucede) que las especies presentes en una y otra categoría representen comunidades muy diferentes, a excepción de algunos casos de persistencia de especies ubíquicas. La proporción de efectos clasificados como negativos entre las plantaciones de eucalipto y hábitats abiertos (86%), con respecto a las otras tipologías de usos (61% forestal y 81% matorral), es acorde con esta asunción de partida².

En los eucaliptales, un grado razonable de afinidad estructural sobre el cuál determinar los efectos sobre la biodiversidad son los hábitats forestales leñosos (bosques de regeneración natural, plantaciones forestales y en cierta medida el matorral, por cierta similitud en su biocenosis con los hábitats arbolados). En el caso de sustitución de una tipología de hábitats abiertos por un hábitat forestal (eucaliptal), la valoración debe hacerse en base a la im-

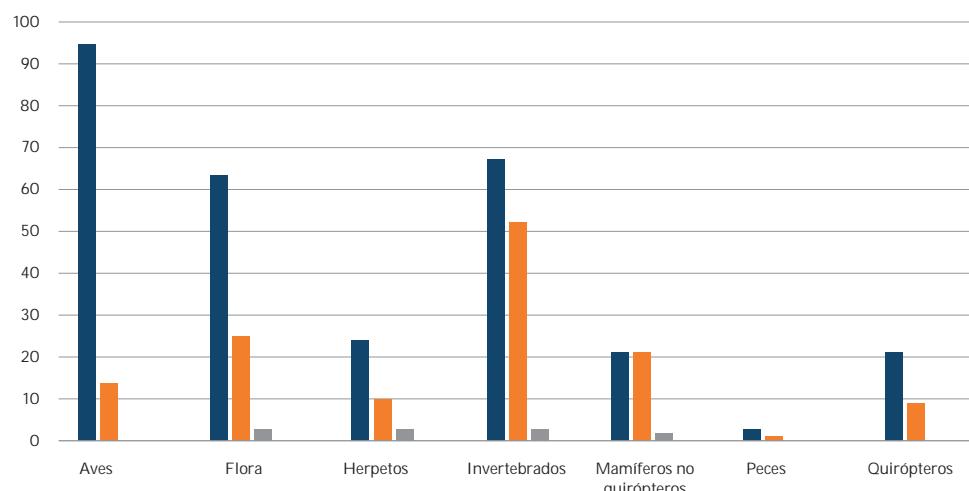
portancia relativa de las comunidades preexistentes asumiendo una pérdida equivalente a la superficie transformada. En este sentido, hay que destacar que determinadas especies ligadas a hábitats abiertos, y especialmente a zonas agrarias y campiña poco intensificadas, se encuentran entre los grupos cuyas tendencias poblacionales muestran los declives más acusados a nivel europeo (Kleijn *et al.* 2008; Voříšek *et al.* 2010), siendo objeto de una creciente atención desde el punto de vista de su conservación. Por ejemplo, los brezales secos y los brezales húmedos atlánticos del norte peninsular albergan una rica y abundante comunidad de aves con especies de interés para la conservación (Martí & del Moral 2003). Se trata en su mayoría de paseriformes que han sufrido descensos poblacionales en Europa, principalmente debido a la intensificación de la agricultura que los ha llevado a un estado amenazado a nivel europeo (Birdlife International 2004). Estas especies desaparecen en los medios arbolados (a excepción de las dehesas). A pesar de que las plantaciones de eucaliptos jóvenes tienen cierta similitud estructural a los brezales del noroeste ibérico en la composición de la comunidad de aves, carecen de la mayoría de las especies típicas de los matorrales (Calviño-Cancela 2013) y de los espacios agrícolas (Bonfiglio 1982) y su abundancia es muy baja.

El análisis a nivel general (incluyendo todas las áreas geográficas) por categoría taxonómica permite observar que los efectos negativos de las plantaciones predominan en todos los grupos faunísticos y florísticos analizados excepto en los mamíferos no quirópteros, donde la mayoría de trabajos no detectaron un efecto significativo. En el grupo de los invertebrados se observa también una proporción importante sin diferencias significativas, aunque en menor número que los negativos. Los casos con resultados positivos son muy escasos en comparación con las demás categorías (Figura 3).

²Por poner un ejemplo, Hermann *et al.* 2015 estudian los efectos de la implantación de plantaciones de eucaliptos de regadío en el área del Neguev, región de clima semidesértico del sur de Israel, sobre las arañas epígeas. A pesar de que los autores detectan que la diversidad alfa (número de especies) se incrementa en los eucaliptales, la comunidad preexistente (dominada por especies que han desarrollado adaptaciones específicas a zonas desérticas) es sustituida por otra donde las especies propias de ambientes desérticos desaparecen. En este caso, evaluando los efectos en su conjunto, a pesar de aumentar el número de especies, no puede interpretarse que la plantación de eucaliptales derive en un efecto positivo en términos de biodiversidad, sino al contrario.

Fig. 3

Número de casos con efectos negativos, positivos o sin diferencias observadas sobre los parámetros analizados en función de los grupos taxonómicos en los que se han clasificado los trabajos revisados a escala global o en distintas regiones biogeográficas, que incluyen Paleártico Occidental, Neártico, Neotrópico y Afrotrópico (Azul: Efecto negativo; Naranja: Sin diferencias observadas; Gris: Efecto positivo).

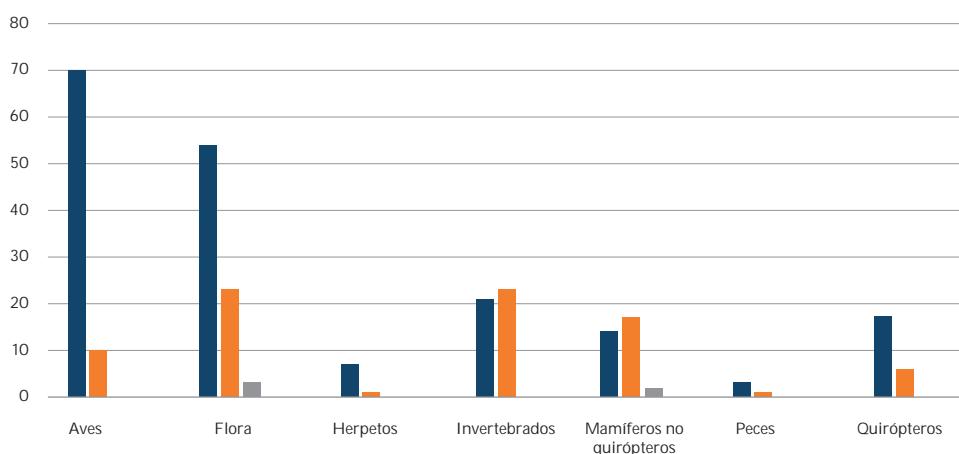


A nivel de la Península Ibérica encontramos patrones similares, lo cual es normal dado que corresponden a una proporción de más del 50% del total de casos. Sin embargo, se aprecian algunas diferencias. Por ejemplo, el número de casos en los que no se detectan diferencias para invertebrados y mamíferos no quirópteros supera a los

casos con efectos negativos a nivel ibérico (Figura 4). Cabe destacar, a tenor de los resultados, que en los grupos más estudiados (mayor número de casos), la proporción de casos negativos respecto al resto aumenta (por ejemplo, aves o flora).

Fig. 4

Número de casos con efectos negativos, positivos o sin diferencias observadas sobre los parámetros analizados en función de los grupos taxonómicos en los que se han clasificado los trabajos revisados referidos a la península ibérica (Azul: Efecto negativo; Naranja: Sin diferencias observadas; Gris: Efecto positivo).



Un factor a tener en cuenta para interpretar los resultados de la comparación con otros usos forestales, es el hecho de que en el cómputo general se han incluido aquellas categorías que corresponden a plantaciones con especies exóticas de géneros diferentes a *Eucalyptus*. Si desglosamos la categoría forestal (solamente a nivel ibérico) en subcategorías, vemos como existen diferencias en función del tipo de formación con el cuál se comparan las plantaciones de eucalipto. Para comprobarlo se han clasificado los casos de tipología forestal en bosque de regeneración natural (generalmente frondosas caducifolias, con algún caso de pinar de regeneración natural, mencionado explícitamente en los trabajos revisados), pinares de plantación y otras exóticas. En este caso, se puede ver, por categoría de los parámetros de biodiversidad, como la

proporción de casos en los que el eucaliptal presenta valores de biodiversidad por debajo del grupo contrastado es muy alto en el caso del bosque de regeneración natural y muy bajo en otras exóticas. En el caso de los pinares, estos mantienen también valores de biodiversidad algo mayores que las plantaciones de eucalipto, pero muy por debajo de los bosques de regeneración natural (tabla 3).

El enfoque multitanon permite concluir que las plantaciones de eucalipto albergan comunidades pobres de fauna y flora en relación con usos alternativos forestales en las mismas áreas de estudio. También permite afirmar que en los eucaliptales la abundancia de individuos de especies nativas es menor, tal y como sugieren trabajos puntuales con un enfoque similar, como el realizado por da Silva *et al.* (2019) en Portugal.

Tabla 3

Proporción de casos en los que se muestran efectos negativos del eucalipto con respecto a otras formaciones arboladas (frondosas de regeneración natural, pinares, generalmente de plantación, y plantaciones de otras exóticas). Se muestra el porcentaje de casos de cada parámetro analizado, en los que el eucaliptal muestra valores inferiores (o diferencias en cuanto a la diversidad funcional) que el grupo contrastado.

Parámetro analizado	Bosque de regeneración natural	Pinar (plantaciones)	Otras Exóticas
Abundancia	76,6%	54,5%	11,1%
Diversidad funcional	88,0%	71,4%	0,0%
Diversidad taxonómica	84,4%	51,5%	22,2%

4.2 Conclusiones de la revisión por grupo taxonómico

4.2.1 Aves

La abundancia de aves es inferior en los eucaliptales que en otras formaciones forestales en el 84% de los casos relativos a masas arboladas y el 100% en el caso del matorral. El número de especies también es inferior respecto al resto de tipologías de hábitat (87% para bosque, 85% para matorral). Por otro lado, se observan cambios significativos en la estructura de las comunidades en el 91% de las formaciones arboladas y el 100% de matorral en relación al eucalipto.

A nivel individual, muchos trabajos concluyen que los bosques de regeneración natural (particularmente los de frondosas) albergan una mayor abundancia y riqueza de aves que las plantaciones de eucalipto (ver por ejemplo

Williams 2002; Kabigumila *et al.* 2011; Jacoboski *et al.* 2016; da Silva *et al.* 2019), efecto observado también en la península ibérica (Tellería & Galarza 1990; Araújo 1995; Amaral 2011; Calviño-Cancela 2013; de la Hera *et al.* 2013; Goded *et al.* 2019). A nivel de riqueza, en general, no parece darse una sustitución de especies entre hábitats forestales, sino que las plantaciones resultan en una submuestra de las comunidades que se encuentran en las formaciones de regeneración natural (Proença *et al.* 2010; Fontúrbel *et al.* 2016; Jacoboski *et al.* 2016; Goded *et al.* 2019). Por el contrario, en contextos concretos, algunos autores no detectan una pérdida significativa, pero solo en caso de eucaliptales de edad avanzada, pérdida que sí se da en otros grupos con mayor grado de endemismo (Fork *et al.* 2015).

En el caso particular de las plantaciones de *Pinus sp.*, por lo menos en la península ibérica, muestran valores in-

termedios entre el bosque de regeneración natural y el eucaliptal (Amaral 2011). Distintos autores atribuyen la mayor abundancia y diversidad de aves en plantaciones de pino al hecho de que se trata de un género de distribución Holártica (con especies originadas en Europa, como *Pinus pinaster*), mientras que *Eucalyptus* es un género originario de Australasia, cuya afinidad taxonómica y funcional con las especies ibéricas es muy baja (Connor *et al.* 1980; Harvey *et al.* 2012; Calviño-Cancela 2013). Por el contrario, las plantaciones con árboles de especies introducidas taxonómicamente relacionadas con las especies dominantes en los bosques de regeneración natural, por ejemplo, los pinos en el caso ibérico, se integran más fácilmente dentro de las redes ecológicas anfítrionas (Connor *et al.* 1980; Keane & Crawley 2002; Thompson, 2006). En general, la escasez de recursos tróficos puede ser un factor determinante para explicar las diferencias en la abundancia y diversidad de aves entre el eucaliptal y otras formaciones como el pinar (Amaral 2011). La baja palatabilidad de las hojas de los eucaliptos parece un factor limitante para los insectos fitófagos de latitudes medias, dificultando así la transferencia de biomasa a niveles tróficos superiores y la estructuración de redes tróficas complejas (Majer & Recher 1999; Cordero 2011). La comunidad de insectos fitófagos suele ser pobre en árboles de eucalipto en áreas introducidas (Ohmart & Edwards, 1991), lo que limita la disponibilidad de alimento para las aves insectívoras. Por otro lado, la corteza lisa y desprendible típica de *Eucalyptus globulus* dificulta la colonización por líquenes (Calviño-Cancela *et al.* 2013) y otras epífitas, microhabitats para invertebrados que, por su parte, son un recurso trófico básico para las aves que se alimentan en los troncos de los árboles (Nicolai 1986; Pettersson *et al.* 1995).

De hecho, el mismo fenómeno, pero en sentido opuesto (mayor diversidad en eucaliptales que en plantaciones de pino exóticas) se observa en Australia, donde *Eucalyptus* es nativo (Lindenmayer *et al.* 2002).

En cualquier caso, las especies nativas permiten una mayor integración de las interacciones ecológicas de los hábitats circundantes (Zurita *et al.* 2006). Muchas aves forestales tienen un elevado grado de especialización de nicho. En hábitats forestales, esta especialización se da a nivel de nicho trófico y a nivel de estratificación vertical de la estructura de la vegetación, relacionados entre ellos. Ambas dimensiones se simplifican en las plantaciones, en

este caso de eucalipto. En plantaciones con manejo intensivo, la estructura es regular, el estrato arbóreo bien desarrollado falta en los estadios iniciales, mientras que en plantaciones adultas el estrato arbustivo y herbáceo faltan o son excesivamente simples.

A nivel de heterogeneidad horizontal, hay una homogenización que contribuye a simplificar el paisaje. A pesar de existir un efecto individual y de la composición específica y de la estructura forestal sobre la comunidad ornítica, falta conocer mejor hasta qué punto, interviniendo en la segunda, se podría mitigar el efecto de la especie. Parece, pues, plausible un efecto combinado sobre la biodiversidad, de las características morfológicas y fisiológicas del eucalipto y de la estructura forestal de las plantaciones. Las causas que provocan una menor apetencia de la flora y fauna forestal por los eucaliptos, es un aspecto en el que se debería profundizar a nivel de conocimiento, distinguiendo entre las distintas especies del género que se utilizan en las plantaciones.

A modo de ejemplo, John *et al.* (2011) observan como en zonas afromontanas la presencia de pies de árboles nativos dispersos dentro de las plantaciones contribuye a retener una mayor diversidad de aves que las plantaciones puras. A nivel arbustivo, y del mismo modo que en otros grupos taxonómicos, el desarrollo del sotobosque parece que permite la entrada de especies de aves propias de este sustrato y –en cierta medida– de formaciones de matorral. El grado de madurez del eucaliptal está asociado a valores más cercanos a los pinares, plantados o no plantados y a las frondosas de regeneración natural en zonas del norte peninsular, hecho que parece estar vinculado a un sotobosque más diverso y de estructura más compleja (Calviño-Cancela 2013; Bas-López *et al.* 2018). En Galicia, los eucaliptales jóvenes (de 5 a 8 años) retienen un mínimo de individuos de especies características de comunidades propias de matorral dominado por *Ulex spp.* y *Erica spp.* (Calviño-Cancela 2013), efecto que no se observa en eucaliptales, pinares y robledales adultos.

La insectivoría y frugivoría son estrategias dominantes entre las aves forestales. Es esperable, pues, que una simplificación de la comunidad de plantas productoras de frutos, resultado del manejo de la plantación, esté implicada en el proceso de pauperización de la comunidad de aves. Unido a la simplificación específica a nivel florístico, puede ser que la disponibilidad de insectos de los cuáles

se alimentan muchas especies de aves sea un factor determinante en la abundancia y riqueza de aves forestales. Determinadas especies generalistas pueden verse menos afectadas por estos procesos, puesto que presentan mayor versatilidad a la hora de explotar recursos alternativos. De hecho, Jacoboski *et al.* (2016) observan que en los eucaliptales brasileños hay una mayor proporción de especies generalistas que en bosque de regeneración natural. De nuevo, la entrada de otras especies en los estratos arbustivo y arbóreo puede mitigar los efectos de la simplificación taxonómica sobre la disponibilidad de recursos tróficos. Por último, se ha observado el aprovechamiento de las flores de eucalipto fuera de su área de distribución natural por parte de determinadas especies de aves insectívoras. En el caso particular de zonas donde la ornitofilia por parte de plantas es frecuente, el eucalipto puede ser un recurso alternativo importante (John & Kabigumila, 2011). En Europa y la península ibérica, se ha observado frecuentemente el aprovechamiento de las flores de eucalipto por parte de aves paseriformes (Calviño-Cancela & Newmann 2015). Este recurso puede adquirir especial relevancia en invierno, coincidiendo con la floración del eucalipto y la escasez de otros recursos.

En los casos en los que el eucaliptal sustituye espacios abiertos y zonas de campiña, los cambios en la estructura y composición de la comunidad de aves son generalizados (Bongiorno 1982; Tellería & Galarza 1990; Amaral 2011). En el mismo sentido, Santos *et al.* 2014 destacan el impacto a escala poblacional que la expansión de plantaciones forestales, principalmente de pino y eucalipto, ha tenido sobre las comunidades de paseriformes propias de espacios abiertos o de mosaico en el norte de España. El asentamiento y expansión de eucaliptales sobre hábitats abiertos debe asumirse como una pérdida completa por sustitución, aunque algunas especies muy generalistas puedan persistir. La estructura en mosaico forma parte de los sistemas agro-silvo-pastorales propios de algunas zonas como las partes bajas de la cornisa cantábrica. Este paisaje en mosaico está asociado a una elevada biodiversidad y resulta de gran importancia para determinados grupos faunísticos que muestran declives alarmantes a nivel continental. El análisis multiescalar del impacto del eucalipto y de tendencias a medio y largo plazo son dos aspectos sobre los que se debería reforzar el conocimiento, con un gran potencial sobre la planificación territorial con criterios sostenibles.

Las plantaciones de eucalipto de mayor edad mantienen una estructura favorable para la nidificación de algunas rapaces forestales, todas ellas protegidas a nivel europeo. El azor (*Accipiter gentilis*), por ejemplo, utiliza preferentemente eucaliptos de gran porte (por encima de la edad media de corta). Sin embargo, también requieren que el entorno forestal en el que instalan sus nidos tenga cierta complejidad estructural y diversidad de especies arbóreas (García-Salgado *et al.* 2018). Por lo tanto, plantaciones de turnos cortos y de estructura regularizada a través de una gestión intensiva, que ocupen grandes extensiones y no favorezcan el mosaico de distintas estructuras de hábitat, parecen poco propicias para la nidificación de esta especie. En el contexto ibérico también se ha observado la querencia de otras especies como el águila calzada o el águila imperial ibérica por los eucaliptos de gran porte, aunque no necesariamente en entornos forestales, sino más bien individuos aislados o dispersos en espacios abiertos (Suárez *et al.* 2000; Bisson *et al.* 2002). Otras especies asociadas a las dimensiones y edad del arbolado son las aves ocupantes de cavidades en troncos y ramas gruesas del árbol. La formación de huecos aptos para las aves se incrementa con la madurez del arbolado. En el caso de los eucaliptales, la ausencia de huecos en los árboles adultos de entre 15 y algo más de 25 años, reduce las densidades de aves que nidifican en cavidades (Calviño-Cancela 2013).

En conclusión, los resultados de la mayor parte de estudios apuntan un efecto negativo claro de las plantaciones de eucalipto sobre la diversidad y abundancia de aves, en relación con formaciones forestales arboladas (en especial de frondosas y en menor grado pinos de plantación) y comunidades arbustivas.

4.2.2. Flora y hongos

La sustitución de usos precedentes de los bosques de regeneración natural (frondosas o coníferas), matorrales o espacios agrícolas por plantaciones de eucalipto comporta cambios sustanciales en la flora, con un empobrecimiento generalizado de especies autóctonas (Araújo 1995; Montoya 1995; Barlow *et al.* 2007; Calviño-Cancela *et al.* 2012; da Silva *et al.* 2019; Goded *et al.* 2019). Así pues, a nivel global, en un 75% de los casos analizados hay una afectación negativa a la diversidad funcional (estructura de las comunidades), y en el 74% de los casos una disminución del número de especies nativas. La

relación no está tan clara en el caso de la abundancia, donde en el 45% de los casos, los resultados no permiten detectar diferencias entre los usos comparados. Sólo en tres de 91 casos se observa un efecto positivo, dos de los cuales en relación con plantaciones de *Acacia* sp. y uno de *Pinus* sp. Es precisamente en el caso de las formaciones de pino donde las diferencias globales son menos significativas que en bosques de frondosas locales, donde la respuesta negativa es más constante. Así pues, algunos autores detectan un empobrecimiento del eucalipto respecto a las plantaciones de *Pinus* en el norte ibérico (Proença *et al.* 2010; Calviño-Cancela *et al.* 2012, 2013; da Silva *et al.* 2019), otros autores observan una diversidad similar entre ambas formaciones en determinadas circunstancias (Bara *et al.* 1985; Santos *et al.* 2018; da Silva *et al.* 2019; Vaz *et al.* 2019).

Los mecanismos implicados en el efecto sobre la flora varían en función del grupo florístico analizado (hongos, líquenes epífitos, plantas herbáceas, árboles y arbustos). Por otro lado, dos factores que influyen en la capacidad del eucalipto de retener mayor o menor diversidad florística son la edad (Bara *et al.*, 1985; Calviño-Cancela *et al.* 2012) y la gestión de la plantación (Loumeto *et al.* 1997; Wang *et al.* 2011; Goded *et al.* 2019), y por lo tanto están relacionados con la estructura del estrato arbóreo. La combinación de la ecología de cada grupo florístico con la edad y el manejo de la plantación parece determinante. Por ejemplo, Calviño-Cancela *et al.* (2012) observan que los eucaliptales de más de 25 años tienen más especies de líquenes epífitos que los eucaliptales entre 6 y 20 años, pero no alcanzan los valores del bosque de origen natural ni de las plantaciones de pino adultas, por ser relativamente jóvenes. En el caso de los líquenes epífitos, la propia naturaleza del eucalipto, con la renovación periódica de la corteza, parece influir en gran medida en la disponibilidad de hábitat para este grupo. De hecho, mientras que en el bosque de generación espontánea muestreado la mayor densidad y riqueza de líquenes se da en las ramas altas, en los eucaliptales es la base del tronco (ya sin renovación o menos frecuente) la que concentra la mayoría de individuos y especies.

En el estrato arbustivo, también se ha observado el efecto de la edad. Calviño-Cancela *et al.* (2012) detectan como en Galicia el eucalipto adulto que ha superado el turno de corta habitual (>25 años) presenta un número mayor de especies arbustivas que eucaliptales más jóve-

nes, similar a las plantaciones de pino, y por debajo de las tipologías bosque y matorral de generación natural. Loumeto *et al.* (1997) no solo observan un incremento de las especies del sotobosque con la edad de la plantación, también detectan una progresiva sustitución de especies más propias de hábitats abiertos de sabana hacia especies forestales. A nivel de gestión, el desbroce del sotobosque (Wang *et al.* 2011) y los turnos de corta (Bargali *et al.* 1993; Goded *et al.* 2019) son elementos de la gestión que influyen en biodiversidad asociada a las plantaciones de eucalipto. En general, los turnos largos y una gestión orientada a un sotobosque rico y bien estructurado están asociados a una mayor biodiversidad. Los mismos autores advierten, sin embargo, que a pesar de los cambios a mayor biodiversidad que puedan producirse con la edad, los turnos de corta que predominan en las plantaciones ibéricas no permiten alcanzar un desarrollo de las comunidades comparable a otras formaciones arboladas más maduras. Determinados autores apuntan que los usos precedentes determinan la composición florística del estrato arbustivo en el eucalipto, de manera que es habitual que la flora acompañante en plantaciones del norte peninsular realizadas sobre matorral sea más propia estas formaciones que de bosques propiamente dichos (Proença *et al.* 2010; Goded *et al.* 2019). Sin embargo, estos autores no describen las dinámicas a largo plazo.

Respecto a los hongos, es conocido que algunas especies han sido introducidas junto al eucalipto en la península ibérica, revelándose como un vector importante de importación de hongos australianos (Alonso & Pérez-Burtrón 1999; Díez 2005). Por otra parte, Santolamazza-Carbone *et al.* (2019) identifican en eucaliptos de Galicia un número de asociaciones entre eucaliptos y hongos ectomicorrízicos autóctonos por debajo de las asociaciones de hongos con *Quercus* y *Pinus*. Además, identifican también asociaciones con especies de hongo de origen australiano, algunas de las cuales se han mostrado persistentes en el medio y asociadas a raíces de *Pinus* y *Quercus*, lo que denota potencial invasor (especialmente *Descolea maculata*). En eucaliptales de Portugal se encontraron 32 especies de macrohongos en eucaliptales y 81 en robledales de la misma estación ecológica, compartiendo un 20% de las especies entre ellos (da Silva *et al.* 2019). Los autores atribuyen la menor diversidad fúngica en las plantaciones a la falta de microhábitats propicios, como madera muerta y hojas en descomposición en las

plantaciones, copas más cerradas y su composición monoespecífica. Siguiendo el patrón general de los otros grupos, los eucaliptales son capaces de retener una parte de la diversidad fúngica, pero con tasas de colonización de ectomicorizas por debajo de otras especies arbóreas.

4.2.3. Invertebrados terrestres

De forma análoga al resto de grupos analizados, la diversidad y abundancia de invertebrados terrestres es generalmente menor en eucaliptales que en otras formaciones forestales (Barlow *et al.* 2007; da Rocha *et al.* 2013; Gardner *et al.* 2018). En bosques tropicales, estas diferencias son más acusadas respecto al bosque primario que secundario (Hawes *et al.* 2009) y se observan también en la península ibérica en relación a la madurez del bosque (Bara *et al.* 1985; Luciáñez & Gómez-Silgado, 2007, da Silva *et al.* 2019). Algunas formaciones como los pinares de plantación pueden tener valores similares en colémbolos al eucaliptal en determinadas circunstancias (Luciáñez & Gómez-Silgado 2007). Los compuestos químicos que contiene la biomasa leñosa del eucalipto afectan probablemente a su aprovechamiento por parte de los invertebrados saproxílicos, menos diversos y abundantes que en otro tipo de formaciones incluso teniendo mayor biomasa disponible en forma de madera muerta (Fierro *et al.* 2017). Los eucaliptos son esclerófilos y ricos en metabolitos vegetales secundarios, adaptaciones para evitar o reducir la herbivoría. Esto exige un alto grado de especialización en insectos herbívoros en el área de distribución nativa y, en consecuencia, la comunidad de insectos fitófagos suele ser pobre en eucaliptos en áreas introducidas lejos de su área evolutiva de origen (Ohmart & Edwards 1991).

Por el contrario, en plantaciones introducidas de eucaliptos en áreas con diversas especies de su misma familia (mirtáceas), como Brasil o Papua Nueva Guinea, los insectos fitófagos son relativamente abundantes (Ohmart & Edwards 1991). La mayor abundancia y diversidad en bosques de regeneración natural es esperable, pues son las formaciones en las cuales se ha ejercido las condiciones ambientales en las cuales han coevolucionado y se han adaptado las especies de flora y fauna autóctonas. Este factor, además, puede favorecer la expansión de especies simpátricas del eucalipto en su área de distribución original (Branco *et al.* 2014).

Para otros grupos, algunos estudios sugieren que los

coleópteros saproxílicos no son solamente sensibles a la cantidad de madera muerta, sino también a factores cualitativos como el diámetro y a la composición en especies leñosas (Müller & Büttler 2010; Seibold *et al.* 2016). La falta de madera muerta de cierto tamaño en los eucaliptales, junto a los factores de selección de substratos de alimentación de los invertebrados saproxílicos y a condiciones microclimáticas (menor humedad en plantaciones sin estructuración vertical expuestas a vientos), son factores limitantes para la colonización de los eucaliptales por la entomofauna saproxílica.

La importancia relativa de cada tipo de uso del suelo y especies de plantación utilizadas varía en función del grupo analizado. Así pues, en un estudio realizado en Castro Verde (Portugal), las plantaciones (robles, pinos o eucaliptos) particularmente para las plantaciones de eucalipto, sustentaron una menor riqueza de especies de ortópteros y menos ortópteros de valor de conservación que los pastizales (pastos permanentes y tierras en barbecho) y los ecosistemas con robles o pinos (Vasconcelos *et al.* 2019). Los ecosistemas sostenían una mayor riqueza de mariposas y las plantaciones con pino y roble tenían un mayor valor de conservación para las mariposas. Las plantaciones albergaron algunas especies de ortópteros y mariposas que no existían en los pastizales, por lo que contribuyeron a aumentar la riqueza de especies en una estructura paisajística en mosaico. Los eucaliptales contenían una riqueza y abundancia mucho menor de los dos grupos (ortópteros y lepidópteros), acorde con la mayoría de trabajos analizados por los autores (Vasconcelos *et al.* 2019).

Los resultados sugieren que la forestación puede contribuir a la rarefacción de especies de ortópteros y lepidópteros de espacios abiertos de interés para la conservación; pero, por otro lado, la presencia de plantaciones que no alteren la matriz del paisaje en mosaico puede ser positiva para otras especies e incrementar la biodiversidad absoluta a una escala superior. Sin embargo, parece que el eucalipto tiene una capacidad más limitada de contribuir a tal incremento. Al igual que con la flora, algunos grupos pueden verse beneficiados con el incremento de complejidad estructural de la plantación asociado a su edad y grado de madurez (Barlow *et al.* 2008; Suguituru *et al.* 2011).

Otro aspecto importante es que la expansión del eucalipto puede contribuir a la dispersión de especies de

invertebrados, simpátricas en su área de distribución natural (Hurley *et al.* 2016).

4.2.4. Fauna acuática

El eucalipto interacciona también con los organismos acuáticos de los hábitats dulceacuícolas adyacentes. Algunos trabajos han analizado esta interacción. Graça *et al.* (2002) establecen 4 mecanismos implicados en la alteración de las comunidades dulceacuícolas de invertebrados detritívoros y descomponedores a causa de las plantaciones de eucalipto:

- 1 Cambios en la estacionalidad de la deposición de hojas sobre el lecho. Especies cuya fase larval está en sincronía con la caída en otoño pueden verse afectadas por falta de alimento.
- 2 Colonización lenta de las hojas por hongos mediadores de la transferencia energética a niveles tróficos superiores, como son los invertebrados fragmentadores.
- 3 Las hojas de eucalipto son un alimento de baja calidad para invertebrados acuáticos a causa del contenido en compuestos oleaginosos y polifenoles.
- 4 Los hidrocarbonatos exudados por los eucaliptos generan hidrofobia en los suelos, afectando a la hidrología superficial y los regímenes hídricos que determinan las comunidades de invertebrados.

Ferreira *et al.* (2019) descontextualizan (buscan patrones independientes del contexto) el efecto de los eucaliptos sobre las comunidades de los arroyos. A pesar de que observan cierta variación en función del contexto, constatan que los cambios provocados por las plantaciones están mediados, en gran medida, por el efecto sobre los macroinvertebrados acuáticos, especialmente los descomponedores de hojas. Esta relación ha sido observada de forma específica en la península ibérica, donde la riqueza de invertebrados acuáticos es inferior en eucaliptales que en bosque de generación natural (Ferreira *et al.* 2015; Cordero-Rivera *et al.* 2017).

Por otro lado, las cortas en plantaciones de *Eucalyptus* se realizan mediante la técnica de matarrasa propia del monte bajo regular, afectando generalmente a superficies

reducidas debido al minifundio imperante y que coinciden con la superficie de la propiedad del monte. Esta práctica tiene importantes impactos sobre los ecosistemas acuáticos, provocando una disminución abrupta del aporte de hojas y detritos a los sistemas, que pueden pasar a estar dominados por la producción primaria (algal). La gestión de las plantaciones, por lo tanto, parece determinante para las comunidades de invertebrados acuáticos y peces. Graça *et al.* (2002) apuntan al efecto de las cortas a matarrasa y su frecuencia como un proceso alternativo que puede estar detrás del empobrecimiento de las comunidades acuáticas en los cursos adyacentes a las plantaciones de eucalipto³.

La necesidad de mantener franjas de vegetación riparia a lo largo de los cursos que transcurren a través de plantaciones de eucalipto ha sido sugerida por algunos autores, tanto en relación con las comunidades de invertebrados acuáticos (Abelho & Graça 1996; Ferreira *et al.* 2015) como piscícolas (Oliveira *et al.* 2016).

4.2.5. Herpetos

Los eucaliptales presentan generalmente valores inferiores de diversidad y abundancia de anfibios y reptiles (Barlow 2007), especialmente de anfibios (Gardner *et al.* 2007; Velo-Antón *et al.* 2007; Amaral 2011; Fork *et al.* 2015), a la vez que alteran las comunidades (Barlow *et al.* 2007; Gardner *et al.* 2007; Fork *et al.* 2015). Da Rocha *et al.* (2013), detectan en la mata atlántica de Brasil, efectos contrarios entre herpetos. Mientras los anfibios propios del suelo forestal presentan valores superiores en plantaciones de eucalipto, el efecto contrario lo encuentra para los saurios.

Sin embargo, la mayoría de trabajos contrastan los valores del eucaliptal con bosques de generación natural, siendo puntuales los trabajos en relación a tipologías no forestales o plantaciones con otras especies. Amaral (2011) aporta un recuento de número de especies en eucaliptal, pinar y hábitats agrícolas, con valores similares entre eucaliptal y pinar, ambos por debajo de los

³ Galán (2005) observa en Galicia cómo una población de *Chioglossa lusitanica*, anfibio urodelo altamente higrófilo, endémico del noroeste de la península ibérica, se ve muy afectada por el efecto de una plantación de eucalipto, al interferir en los caudales, reduciéndolos y prolongando el período de estiaje, no observándose ese efecto en poblaciones cercanas.

hábitats agrícolas. Velo-Antón *et al.* (2007) estiman la abundancia de salamandra en eucaliptales del Parque Natural de las Illas Atlánticas muy inferior a hábitats de matorral en ese contexto muy particular. Galán (2005) apunta a las condiciones de micro hábitat que proporcionan las frondosas de regeneración natural (humedad, temperatura) como un factor determinante en Galicia.

4.2.6. Mamíferos

La diversidad de los mamíferos que trata la bibliografía revisada sugiere agrupar los resultados en varias categorías: micromamíferos, mesomamíferos y quirópteros.

En relación con los micromamíferos, los eucaliptales presentan comunidades empobrecidas respecto a los bosques de frondosas y coníferas naturales o seminaturales y los hábitats abiertos, mientras que este efecto no está tan claro en relación con otras formaciones como los pinares. Así, mientras Amaral (2011) detecta mayor riqueza, pero menor abundancia en eucaliptales que en pinares, da Silva *et al.* (2019) estiman riqueza y abundancias similares entre ambos tipos de formación.

A igualdad de composición, la estructura de las plantaciones parece ser un aspecto fundamental para este grupo y puede estar detrás de la inconsistencia en los resultados observados. Carrilho *et al.* (2017) concluyen que la estructura del sotobosque es un factor determinante para la abundancia de micromamíferos en las plantaciones de *Eucalyptus* en ambientes mediterráneos. Concretamente, el desarrollo del matorral está asociado a una mayor abundancia de individuos. De manera acorde, Ramírez & Simonetti (2011) establecen que la estructura de las plantaciones predomina como factor determinante a las especies plantadas, siendo las plantaciones con estructuras complejas (diversidad estructural vertical y horizontal) las más favorables. Una mayor cobertura arbustiva puede estar asociada a una mayor protección frente a depredadores (Rosalino *et al.* 2009) y a una mayor variedad de recursos tróficos disponibles.

Respecto a los mamíferos medianos y grandes, la diversidad y abundancia de especies también parece menor en los eucaliptales que en otras formaciones como norma general (Barlow *et al.* 2007; Coelho *et al.* 2014; Cruz *et al.* 2015). Sin embargo, cabe mencionar a Carvalho *et al.* (2011), que encuentran el efecto contrario

(mayor abundancia en eucaliptal que en bosque adehesado en el sur de Portugal), hecho que atribuyen a la estructura (madurez) de los eucaliptales analizados, muy por encima de los turnos habituales de corte de la especie, y un sotobosque muy desarrollado, elementos que proporcionan refugio en manchas aisladas en una matriz dominada por formaciones laxas y hábitats abiertos. Algo similar observan Pita *et al.* (2009) a escala de paisaje en el sur de Portugal. Según los autores, la diversidad y abundancia de mamíferos mesocarnívoros se incrementa con la superficie de manchas arbustivas o arboladas (eucaliptales entre otras) en una matriz agrícola. Los entornos agrícolas son entornos expuestos si no tienen manchas de vegetación que proporcione cierta cobertura a determinadas especies.

Sin embargo, las especies de mesomamíferos más favorecidas por la configuración en mosaico en el área de estudio de Pita *et al.* (2009) son especies generalistas o asilvestradas, de conservación no prioritaria o incluso problemáticas (por ejemplo, el perro), con lo que los mismos autores apuntan incluso a un impacto negativo mediado por el incremento de densidad de depredadores que pueden depredar sobre especies de interés para la conservación, como es el caso de aves esteparias presentes en la zona. Otras especies de mayor interés presentes en el área de estudio, como el gato montés, no aparecen en las manchas estudiadas.

La composición específica arbórea de las manchas forestales no parece ser un factor determinante para muchas especies de mamíferos medianos y grandes, cuya diversidad y abundancia parece estar mediada en mayor medida por la estructura de la vegetación.

Por último, en lo que se refiere a los quirópteros, las plantaciones de eucalipto suponen una merma del hábitat en relación a los grupos contrastados en la bibliografía, tanto forestales (Barlow *et al.* 2008; Amaral, 2011; da Silva *et al.* 2019), como de hábitats agrícolas o de matorral (Amaral 2011; Pina *et al.* 2013; Cruz *et al.* 2016). La falta de árboles viejos que proporcionen refugio, así como la falta de alimento, son sugeridos como factores determinantes en ambientes mediterráneos (Rainho 2007; Cruz *et al.* 2016; Guixé & Campodon 2018). Así, en eucaliptales muy maduros con estructura compleja Cruz *et al.* (2016) detectan mayor actividad y diversidad de murciélagos que en plantaciones jóvenes.

5. Gaps temáticos identificados⁴

5.1. Factores de escala en el análisis de la relación del eucalipto con la biodiversidad

Un factor que aparece poco en la literatura revisada es la influencia de la escala en los resultados obtenidos. La mayoría de trabajos revisados se basan en comparaciones a nivel de parcelas, generalmente homogéneas y de pocas hectáreas como máximo. La ecología de la mayoría de especies y su relación con el medio, determinante para su persistencia y fitness, excede la escala de parcela que tratan la mayoría de trabajos. En los trabajos en la península ibérica de Pita *et al.* (2009) y Carvalho *et al.* (2011), por ejemplo, se menciona el hecho de cómo la presencia de manchas forestales de eucaliptal dentro de una matriz dominada por espacios abiertos favorece a determinadas especies proporcionándoles refugio. Piña *et al.* (2019) argumentan que, si bien las plantaciones exóticas de *Eucalyptus* no pueden retener por sí solas a la mayoría de poblaciones de mamíferos autóctonos de su área de estudio (en Brasil), pueden tener un papel complementario a otros usos como espacios sabanoides, o manchas de bosque de generación natural en lo que se refiere a la persistencia y abundancia de especies nativas. Hay que destacar que estos trabajos se refieren a matrices de paisaje no dominadas por el eucaliptal. Brockerhoff *et al.* (2013) establecen una relación entre escalas (parcela y paisaje). Argumentan que los eucaliptales tienen un valor potencial para mantener la biodiversidad remanente a escala de paisaje, si se gestionan correctamente. Por ejemplo, potenciando la biodiversidad en las plantaciones que se asientan sobre áreas ya degradadas.

En el contexto ibérico, la expansión de plantaciones de eucalipto se ha dado de forma muy desigual en el territorio, concentrándose en regiones del norte y noroeste y su doeste peninsular. Sin embargo, no ha habido un análisis y reflexión profunda sobre el impacto a gran escala en la biodiversidad; menos aún, introduciendo el factor temporal a largo plazo (análisis de tendencias) a una escala acorde (ver Santos *et al.* 2014). Este análisis es necesario para diseñar una planificación territorial acorde, que tenga en cuenta los nuevos retos de conservación de la biodiversidad (ver Deus *et al.* 2018).

5.2. Papel de las plantaciones en la conectividad de sistemas forestales

La mayoría de trabajos analizados miden parámetros de diversidad y abundancia en momentos puntuales. Sin embargo, el uso del espacio por parte de las especies es muy dinámico y algunas funciones de los hábitats forestales son difíciles de evaluar si no se diseña una metodología específica. Una de estas funciones sobre las que no se ha puesto aún el foco es la conectividad ecológica. Las funciones relacionadas con la conectividad son dependientes de la estructura forestal del sistema, pero también de su ubicación, entorno y disposición en el territorio a diferentes escalas. En hábitats fragmentados, patrón dominante en paisajes humanizados, como gran parte del contexto europeo, este pasa a ser un aspecto fundamental y en este sentido el eucaliptal podría jugar un papel importante a distintos niveles/escalas. Sin embargo, no hay -o en cualquier caso son escasos- trabajos que traten la función ecológica que puedan desarrollar las plantaciones de eucalipto y franjas de eucaliptal con árboles de grandes dimensiones, en la conectividad ecológica en paisajes de matriz paisajística dominada por cultivos o pastos. Dada la superficie de eucaliptal en el contexto ibérico y su compleja imbricación territorial con otros usos y hábitats naturales, este sería un aspecto fundamental sobre el cual incidir en el futuro.

La dispersión intercontinental de especies de insectos simpátricos del eucalipto (generalmente defoliadores) podría constituir un importante efecto colateral de la expansión del eucalipto a nivel global (Hurley *et al.* 2016). En la península ibérica, sin ir más lejos, son varias las especies cuya introducción está relacionada con la expansión del eucalipto (Mansilla, 1992; Pujalte-Villar & Riba-Flinch 2004). Por otro lado, se han introducido de forma deliberada enemigos naturales (parasitoides) de algunas de estas especies con el fin de controlarlas (Reis *et al.* 2012). El análisis del impacto del eucaliptal sobre los sistemas naturales debe contemplar el impacto de la entrada de estas especies en los ecosistemas. Como ya se ha dicho, la fauna nativa es poco eficiente en el aprovechamiento trófico del eucalipto, siendo poco competitivas frente a las especies introducidas defoliadoras del eucalipto. Los cambios que la introducción de estas especies supone en las redes tróficas y sus efectos sobre otros sistemas forestales ibéricos deben ser aspectos cuyo conocimiento se debe mejorar.

⁴ Las propuestas concretas están desarrolladas en el Anexo 2

5.3. Integración de prácticas beneficiosas para la biodiversidad en las explotaciones de eucalipto

La literatura revisada permite descontextualizar parte de los efectos del eucalipto sobre la biodiversidad. Así pues, se identifica un patrón general de pérdida de biodiversidad y simplificación de los sistemas con respecto a bosques de regeneración natural. También se observa este efecto negativo respecto otras plantaciones, particularmente *Pinus sp*, y un cambio de biocenosis cuando se implantran sobre matorrales, pastizales y zonas agrícolas. Sin embargo, en este caso, parece haber una variabilidad relativamente elevada en la respuesta (tabla 3). Esta variabilidad en la respuesta sugiere que, a pesar de una influencia determinante de la composición del estrato arbóreo, la estructura de la vegetación parece ser el factor más relevante en la capacidad del eucaliptal de retener biodiversidad. A la vista de los trabajos revisados, parece evidente que determinadas prácticas y medidas de gestión de los eucaliptales que incrementen complejidad y heterogeneidad estructural de la vegetación (vertical y horizontal) de las plantaciones permitirían potenciar su capacidad de acogida para la biodiversidad, asumiendo que no se alcanzarán los valores de las formaciones vegetales de regeneración natural.

A continuación, se relatan elementos estructurales y composicionales a tener en cuenta en la gestión de los eucaliptales, que potencian la biocenosis característica de los sistemas forestales arbolados:

a) Testar diferentes modelos de gestión de la cubierta arbolada que permitiera el desarrollo y diversificación del sotobosque, con entrada de especies herbáceas y arbustivas propias de la estación ecológica. La cobertura y la altura de las especies acompañantes es importante a efectos funcionales y de diversidad ecológica de especies animales asociadas, variables que deberían compatibilizarse con otros objetivos de la gestión, como por ejemplo la prevención de incendios. La presencia de claros en las plantaciones facilitaría su colonización por especies herbáceas y arbustivas, entre las cuales, arbustos florícolas de fruto carnoso que favorecen a polinizadores, aves, roedores y carnívoros.

b) La diversificación del estrato arbóreo, con mezcla de frondosas y coníferas codominantes adaptadas a la estación ecológica, incrementaría la capacidad de acogida de los eucaliptales a especies de invertebrados y vertebrados autóctonos.

c) Los organismos especialistas forestales desarrollan comunidades más diversificadas y complejas con la madurez del ecosistema. Se propone incrementar variables de madurez en los eucaliptales. Siguiendo a Calviño-Cancela *et al.* (2013) no se recomiendan rotaciones más largas de lo óptimo en términos de productividad, ya que no generan ganancias significativas en el valor de conservación y también son ineficientes desde el punto de vista de la productividad de la madera. Se trata, más bien, de potenciar la presencia de grupos de robles y otras frondosas edades avanzadas, repartidos en las plantaciones o en sus lindes, de forma que puedan producirse de forma escalonada procesos de decaimiento y formación de madera muerta, elementos clave para la biodiversidad asociada a madurez.

d) El mantenimiento y restauración de franjas de vegetación riparia es un aspecto interesante a investigar en cuanto a su capacidad de diversificar un entorno dominado por plantaciones de eucaliptos y por su función como conectores biológicos.

6. Conclusiones generales

- 1 Las plantaciones de eucalipto presentan comunidades empobrecidas en riqueza de fauna y flora respecto otras formaciones forestales donde se ha introducido (excepto en su área de distribución natural o en regiones biogeográficas muy afines). Generalmente (también en la península ibérica) encontramos en los eucaliptales una submuestra de la diversidad que encontraríamos en hábitats forestales con los que tienen cierta afinidad estructural: bosques de coníferas y frondosas y comunidades arbustivas.
- 2 La abundancia de individuos que conforman las comunidades faunísticas y florísticas también es, en general, más baja en los eucaliptales que en otras formaciones forestales.
- 3 Las mayores diferencias respecto a otros hábitats forestales se dan en especies especialistas de nicho restringido, mientras que las especies generalistas se ven menos afectadas.
- 4 La plantación de eucaliptos sobre hábitats no forestales, como son los hábitats abiertos (cultivos, prados, otros usos agrícolas y pastos) supone una sustitución de las comunidades de seres vivos preexistentes, con lo que debe considerarse como una pérdida neta de los mismos.
- 5 Las diferencias en la capacidad de acogida responden a diversos factores como son una menor adaptación de la fauna local al eucalipto y una estructura vertical y horizontal generalmente más simplificada y homogénea en las plantaciones, en comparación con los bosques de regeneración natural (excepto en regeneraciones postincendio hiperdensas). El eucalipto es poco aprovechable como recurso trófico por la mayoría de especies, factor que limita la conformación de redes tróficas complejas. Las causas morfológico-fisiológicas de las distintas especies de *Eucalyptus* que provocan una baja adaptación de la flora y fauna evolucionadas en el contexto biogeográfico holártico, es un aspecto en el que se debería profundizar a nivel de conocimiento.
- 6 La estructura forestal tiene un rol determinante en la biodiversidad asociada al eucalipto. Siendo dependientes del contexto, determinados modelos de gestión de las plantaciones orientados a diversificar la estructura vertical y horizontal podrían contribuir a retener una mayor diversidad y abundancia de especies.
- 7 El carácter multiescalar y a largo plazo de los cambios que comporta la expansión del eucalipto, así como su potencial papel en la conectividad ecológica, son aspectos poco estudiados a pesar de ser fundamentales en la planificación territorial y la conservación a escala regional. También el impacto de la fauna exótica vinculada a la expansión del eucalipto sobre los ecosistemas y redes tróficas es un aspecto poco estudiado a nivel peninsular. Se recomienda mejorar el conocimiento sobre estos aspectos.
- 8 A partir de proyectos demostrativos, se podrían poner en práctica experiencias de integración de la diversidad biológica en la gestión ordinaria de las plantaciones de eucaliptos. Estas medidas deberían ensayarse a diferentes escalas: de interior de rodal, entre rodales y a escala de monte o de paisaje. Mediante un seguimiento biológico, se podrían identificar respuestas específicas de la fauna y flora en las prácticas forestales y de planificación ensayadas. De este modo podrían adaptarse los eucaliptales para una mayor acogida de la biodiversidad propia de la región biogeográfica donde se implantan.

7. Referencias en el texto

- Abelho, M., Graça, M.A.S. 1996. *Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in central Portugal*. Hydrobiologia, 324(3): 195-204.
<https://doi.org/10.1007/BF00016391>
- Alonso, J.L., Pérez-Butron, J.L. 1999. *Setas de los eucaliptales de la cornisa Cantábrica*. Yesca, Revista de la Sociedad Micológica Cántabra 11:26-42.
- Amaral, M.M. 2011. *Diversidade de Vertebrados na Serra do Bussaco e áreas envolventes*. Tesis doctoral. Universidade de Aveiro, Portugal.
- Bara, S., Rigueiro, A., Gil-Sotres, M.C., mansilla, P., Alonso-Santos, M. 1985. *Efectos ecológicos del Eucalyptus globulus en Galicia. Estudio comparativo con Pinus pinaster y Quercus robur*. Departamento Forestal de Zonas Húmedas. Servicio de Investigación Agraria. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Bargali, S.S., Singh, R.P., Joshi, M., 1993. *Changes in soil characteristics in eucalypt plantations replacing natural broad-leaved forests*. J. Veg. Sci. 4: 25-28.
- Barlow, J., Araujo, I. S., Overal, W. L., Gardner, T. A., Da Silva Mendes, F., Lake, I. R., Peres, C. A. 2008. *Diversity and composition of fruit-feeding butterflies in tropical Eucalyptus plantations*. Biodiversity and Conservation 17(5): 1089-1104. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9240-0>
- BirdLife International. 2004. Birds in the European Union: a status assessment. Wageningen, BirdLife International, The Netherlands.
- Bisson, I.A., Ferrer, M., Bird, D. 2002. *Factors Influencing Nest-Site Selection by Spanish Imperial Eagles (Factores que influyen en la selección de lugares de anidamiento de parte de Aguila adarberti)*. Journal of Field Ornithology 73(3): 298-302.
- Bongiorno, S. 1982. *Land Use and Summer Bird Populations in Northwestern Galicia, Spain*. Ibis 124:1-20
- Branco, M., Bragança H., Sousa E., Phillips A.J. 2014. *Pests and Diseases in Portuguese Forestry: Current and New Threats*. In: Reboredo F. (eds) Forest Context and Policies in Portugal. World Forests, vol 19. Springer, Cham.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Quine, C. P., Sayer, J. 2008. *Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity?* Biodiversity and Conservation 17(5): 925-951.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Ferraz, S. F. B. 2013. *Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services*. Forest Ecology and Management 301: 43-50.
- Calviño-Cancela, M. 2013. *Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds*. Forest Ecology and Management 310: 692–699. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.014>
- Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M., van Etten, E. J. B. 2012. *Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity?* Forest Ecology and Management 270: 153-162. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.019>
- Calviño-Cancela, M., López de Silanes, M. E., Rubido-Bará, M., Uribarri, J. 2013. *The potential role of tree plantations in providing habitat for lichen epiphytes*. Forest Ecology and Management 291: 386-395.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.023>.
- Calviño-Cancela, M., Neumann, M. 2015. *Ecological integration of eucalypts in Europe: Interactions with flower-visiting birds*. Forest Ecology and Management 358: 174-179. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.09.011>
- Carrilho, M., Teixeira, D., Santos-Reis, M., Rosalino, L. M. 2017. *Small mammal abundance in Mediterranean Eucalyptus plantations: how shrub cover can really make a difference*. Forest Ecology and Management 391: 256-263. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.01.032>
- Coelho, M., Juen, L., Mendes-Oliveira, A. C. 2014. *The role of remnants of Amazon savanna for the conservation of Neotropical mammal communities in Eucalyptus plantations*. Biodiversity and Conservation: 23(13): 3171-3184. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0772-9>
- Connor, E.F., Faeth, S.H., Simberloff, D., Opler, P.A. 1980. Taxonomical isolation and the accumulation of herbivorous insects – a comparison of introduced and native trees. Ecol. Entomol. 5, 205–211.

- Cordero, A., 2011. Cuando los árboles no dejan ver el bosque: Efectos de los monocultivos forestales en la conservación de la biodiversidad. *Acta Biol. Colomb.* 16: 243-264.
- Cordero-Rivera, A., Martínez Álvarez, A. Álvarez, M. 2017. *Eucalypt plantations reduce the diversity of macroinvertebrates in small forested streams*. *Animal Biodiversity and Conservation* 40(1): 87-97.
- Cruz, J., Sarmento, P., White, P.C.L. 2015. *Influence of exotic forest plantations on occupancy and co-occurrence patterns in a Mediterranean carnivore guild*. *Journal of Mammalogy* 96(4): 854-865.
<https://doi.org/10.1093/jmammal/ggv109>
- da Silva, L. P., Heleno, R. H., Costa, J. M., Valente, M., Mata, V. A., Gonçalves, S. C., et al. 2019. *Natural woodlands hold more diverse, abundant, and unique biota than novel anthropogenic forests: a multi-group assessment*. *European Journal of Forest Research*, 138(3): 461-472.
- de la Hera, I., Arizaga, J., Galarza, A. 2013. *Exotic tree plantations and avian conservation in northern Iberia: A view from a nest-box monitoring study*. *Animal Biodiversity and Conservation* 36(2): 153-163.
- Deus, E., Silva, J. S., Castro-Díez, P., Lomba, A., Ortiz, M. L., Vicente, J. 2018. *Current and future conflicts between eucalypt plantations and high biodiversity areas in the Iberian Peninsula*. *Journal for Nature Conservation* 45:107-117.
- Díez, J. 2005. *Invasion biology of Australian ectomycorrhizal fungi introduced with eucalypt plantations into the Iberian Peninsula*. *Biological Invasions* 7: 3-15.
- EEA. 2004. *High nature value farmland: Characteristics, trends and policy challenges*. Copenhagen, Denmark: European Environment Agency.
- FAO, 2020. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020 – Principales resultados*. Roma.
<https://doi.org/10.4060/ca8753es>
- Ferreira, V., Larrañaga, A., Gulis, V., Basaguren, A., Elosegi, A., Graça, M.A.S., Pozo, J. 2015. *The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams*. *Forest Ecology and Management* 335: 129-138. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.013>
- Ferreira, V., Boyero, L., Calvo, C., Correa, F., Figueroa, R., Gonçalves, J. F. 2019. *A Global Assessment of the Effects of Eucalyptus Plantations on Stream Ecosystem Functioning*. *Ecosystems* 22(3): 629-642.
<https://doi.org/10.1007/s10021-018-0292-7>
- Fierro, A., Grez, A. A., Vergara, P. M., Ramírez-Hernández, A., Micó, E. 2017. *How does the replacement of native forest by exotic forest plantations affect the diversity, abundance and trophic structure of saproxylic beetle assemblages?* *Forest Ecology and Management* 405: 246-256. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.026>
- Galán, P. 2005. *Herpetofauna de Galicia: situación actual y amenazas que inciden en su conservación*. Recursos Rurais (Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural). Serie Cursos, 2: 51-64.
- García-Salgado, G., Rebollo, S., Pérez-Camacho, L., Martínez-Hesterkamp, S., De la Montaña, E., Domingo-Muñoz, R., Fernández-Pereira, J. M. 2018. *Breeding habitat preferences and reproductive success of Northern Goshawk (*Accipiter gentilis*) in exotic Eucalyptus plantations in southwestern Europe*. *Forest Ecology and Management* 409:817-825. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.020>
- Graça M.A.S., Pozo J., Canhoto C., Elosegi A. 2002. *Effects of Eucalyptus plantations on detritus, decomposers, and detritivores in streams*. *The Scientific World Journal* 2: 1173-1185.
- Guixé, D., Camprodon, J. (Eds.). 2018. *Manual de conservación y seguimiento de los quirópteros forestales*. Organismo Autónomo Parques Nacionales. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid.
- Hallett, S.G. 2006. *Dislocation from coevolved relationships: a unifying theory for plant invasion and naturalization?* *Weed Science* 54(2): 282-290.
- Harvey, K.J., Nipperess, D.A., Britton, D.R., Hughes, L. 2012. *Australian family ties: does a lack of relatives help invasive plants escape natural enemies?* *Biol. Inv.* 14: 2423-2434.
- Herrmann, J.D., Opatovsky, I., Lubin, Y., Pluess, T., Gavish-Regev, E., Entling, M.H. 2015. *Effects of non-native Eucalyptus plantations on epigaeal spider communities in the northern Negev desert, Israel*. *The Journal of Arachnology* 43(1): 101-105.
- Holling, C.S. 1992. *Cross-scale morphology, geometry and dynamics of ecosystems*. *Ecol. Monogr.* 62: 447-502.
- Holling, C.S., Meffe, G. K. 1996. *Command and control and pathology of natural resource management*. *Cons. Biol.* 10: 328-337.

- Hurley, B.P., Garnas, J., Wingfield, M.J. 2016. *Increasing numbers and intercontinental spread of invasive insects on eucalypts*. Biological Invasions 18: 921.
- John, J.R.M., Kabigumila, J.D.L. 2011. *The use of bird species richness and abundance indices to assess the conservation value of exotic Eucalyptus plantations*. Ostrich 82:27-37.
- Keane, R.M., Crawley, M.J. 2002. *Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis*. Trends Ecol. Evol. 17: 164-170.
- Keenan, R.J., Reams, G.A., Achard, F., de Freitas, J.V., Grainger, A., Lindquist, E. 2015. *Dynamics of global forest area: Results from the FAO Global Forest Resources Assessment 2015*. Forest Ecology and Management 352: 9-20.
- Kleijn, D, Kohler, F, Báldi, A, Batáry, P, Concepción, E.D, Clough, Y, Díaz, M, Gabriel, D, Holzschuh ,A, Knop, E, Kovács, A, Marshall, E.J.P, Tscharntke, T, Verhulst, J. 2008. *On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe*. Proc. R. Soc. B 276: 903-909.
- Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B., Donnelly, C.F., Nix, H. 2002. *Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context*. Ecol. Monographs 72:1-18.
- Loumeto, J.J., Huttel, C. 1997. *Understory vegetation in fast-growing tree plantations on savanna soils in Congo*. Forestry Ecology and Management 99: 65-81.
- Luciáñez Sánchez, M., Gómez Silgado, N. 2007. *Estudio ecológico de las comunidades de colémbolos en zonas reforestadas con eucalipto y pino en Asturias (noroeste de la península ibérica)*. Boletín de La SEA, 40(40): 325-332.
- Mansilla, P. 2002. *Presencia sobre Eucalyptus globulus Labill. de Gonipterus scutellatus Gill. (Col. Curculionidae) en Galicia*. Boletín de Sanidad Vegetal Plagas 18: 547-554.
- Majer, J.D., Recher, H.F. 1999. *Are eucalypts Brazil's friend or foe? an entomological viewpoint*. Anais Soc. Entomol. Brasil 28: 185-200.
- Martí, R., del Moral, J.C. 2003. *Atlas de las Aves Reproductoras de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Sociedad Española de Ornitolología, Madrid.
- Martínez-Jáuregui, M. Soliño, M., Díaz, M. 2016. *Geographical variation in the contribution of planted and natural pine forests to the conservation of bird diversity*. Diversity Distrib. 22: 1255-1265. doi:10.1111/ddi.12488
- Montoya, J.M. 1995. *El Eucalipto*. Ediciones Mundi-Prensa. España.
- Müller, J., Bütler, R., 2010. *A review of habitat thresholds for dead wood, a baseline for management recommendations in European forests*. Eur. J. For. Res. 129: 981-992.
- Nicolai, V. 1986. *The bark of trees: Thermal properties, micro-climate and fauna*. Oecologia 69: 148-160.
- Ohmart, C.P., Edwards, P.B. 1991. *Insect herbivory on Eucalyptus*. Annu. Rev. Entomol. 36: 637-657.
- Oliveira, J.M., Fernandes, F., Ferreira M.T. 2016. *Effects of forest management on physical habitats and fish assemblages in Iberian eucalypt streams*. Forest Ecology and Management 363: 1-10.
- Payn, T., Carnes, J.M., Freer-Smith, P., Kimberley, M., Kollert, W., Liu, S., Orazio, C., Rodriguez, L., Silva, L.N., Wingfield, M.J. 2015. *Changes in planted forests and future global implications*. For. Ecol. Manag. 352: 57-67.
- Pedley, S.M., Barbaro L., Guilherme J.L., Irwin S., O'Halloran J. 2019. *Functional shifts in bird communities from semi-natural oak forests to conifer plantations are not consistent across Europe*. PLOS ONE 14(7): e0220155.
- Pettersson, R.B., Ball, J.P., Renhorn, K.E., Esseen, P.A., Sjoberg, K. 1995. *Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds*. Biol. Conserv. 74: 57-63.
- Pina, S.M.S., Meyer, C.F.J., Zortéa, M. 2013. *A comparison of habitat uses by phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in natural forest fragments and Eucalyptus plantations in the Brazilian Cerrado*. Chiroptera Neotropical 19(3): 14-30.
- Piña, T.E.N., Carvalho, W.D., Rosalino, LMC., Hilário, R.R. 2019. *Drivers of mammal richness, diversity and occurrence in heterogeneous landscapes composed by plantation forests and natural environments*. Forest Ecology and Management 449: 117-467.
- Pozo, P., Säumel, I. 2018. *How to bloom the green desert: Eucalyptus plantations and native forests in Uruguay beyond black and white perspectives*. Forests 9(10): 1-16. <https://doi.org/10.3390/f9100614>
- Proença, V. M., Pereira, H. M., Guilherme, J., Vicente, L. 2010. *Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal*. Acta Oecologica, 36(2): 219-226.

- Pujade-Villar, J., Riba-Flinch, J.M. 2004. *Dos especies australianas de eulófidos, muy dañinas para Eucalyptus spp., introducidas en el nordeste ibérico (Hymenoptera: Eulophidae)*. Bol. Soc. Entomol. Aragon 35: 299-301.
- Rainho, A. 2007. *Summer foraging habitats of bats in a Mediterranean region of the Iberian Peninsula*. Acta Chiropterol. 9: 171-181.
- Ramil-Rego, P., Rodríguez Gutián, M.A., López Castro, H., Ferreiro da Costa, J., Muñoz Sobrino, C. 2013. *Loss of European Dry Heaths in NW Spain: A Case Study*. Diversity 5: 557-580.
- Ramírez, P.A., Simonetti, J.A. 2011. *Conservation opportunities in commercial plantations: the case of mammals*. J. Nat. Conserv. 19: 351-355.
- Reis A.R., Ferreira L., Tomé M., Araujo C., Branco M. 2012. *Efficiency of biological control of Gonipterus platensis (Coleoptera: Curculionidae) by Anaphes nitens (Hymenoptera: Mymaridae) in cold areas of the Iberian Peninsula: implications for defoliation and wood production in Eucalyptus globulus*. For. Ecol. Manag. 270: 216-222.
- Rosalino, L.M., Rosário, J., Santos-Reis, M. 2009. *The role of habitat patches on mammalian diversity in cork oak agroforestry systems*. Acta Oecol. 35: 507-512.
- Rosalino, L.M., Verdade L.M., Lyra-Jorge, M.C. 2014. *Adaptation and Evolution in Changing Environments*. In: Verdade, L. M., Lyra-Jorge, M. C., Piña, C. I. Applied Ecology and Human Dimensions in Biological Conservation. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-54751-5>
- Ruiz, F., López, G., Toval, G., Alejano, R. 2008. Selvicultura de Eucalyptus globosus Labill. In Serrada, R., Montero, G., Reque, J. A. *Compendio de Selvicultura aplicada en España*. INIA Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria. Ministerio de Educación y Ciencia. Fundación Conde del Valle de Salazar. Pp. 117-154.
- Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., Büche, B., Szallies, A., Thorn, S., Ulyshen, M.D., Müller, J., 2016. *Microclimate and habitat heterogeneity as the major drivers of beetle diversity in dead wood*. J. Appl. Ecol. 53: 934-943.
- Suguituru, S.S., Silva, R.R., Souza, D.R. de, Munhae, C. de B., Morini, M.S. de C. 2011. *Ant community richness and composition across a gradient from Eucalyptus plantations to secondary Atlantic Forest*. Biota Neotropica, 11(1): 369-376.
- Teixido, A. L., Quintanilla, L. G., Carreño, F., Gutiérrez, D. 2010. *Impacts of changes in land use and fragmentation patterns on Atlantic coastal forests in northern Spain*. Journal of Environmental Management 91(4): 879-886.
- Thompson, J.N. 2006. *Mutualistic webs of species*. Science 312: 372-373.
- Vasconcelos, S., Pina, S., Reino, L., Beja, P., Moreira, F., Sánchez-Olivier, J. S., Santana, J. 2019. *Long-term consequences of agricultural policy decisions: How are forests planted under EEC regulation 2080/92 affecting biodiversity 20 years later?* Biological Conservation 236: 393-403.
- Vaz, A.S., Honrado, J.P., Lomba, A. 2019. *Replacement of pine by eucalypt plantations: Effects on the diversity and structure of tree assemblages under land abandonment and implications for landscape management*. Landscape and Urban Planning 185: 61-67.
- Velo-Antón, G., Cordero-Rivera, A., Galán, P. 2007. *Características ecológicas, evolutivas y estado de conservación de los anfibios del parque nacional de las Islas Atlánticas de Galicia*. Informe de Proyectos de investigación en parques Nacionales: 2003-2006.
- Voříšek P., Jiguet, F., van Strien, A., Škorpilová, J., Klvaňová, A., Gregory, R.D. 2010. *Trends in abundance and biomass of widespread European farmland birds: How much have we lost?* Proceedings of the BOU—Lowland Farmland Birds III: Delivering Solutions in an Uncertain World. Br. Ornithol. Union, March 31–April 2, 2009. Univ. Leicester, UK.
- Wang, H.F., Lencinas, M.V., Friedman, C.R., Wang, X.K., Qiu, J.X. 2011. *Understory plant diversity assessment of Eucalyptus plantations over three vegetation types in Yunnan, China*. New Forests 42: 101-116.
- Williams, T. 2002. *America's largest weed*. Audubon 104: 24-31.
- Zurita, G.A., Rey, N., Varela, D.M., Villagra, M., Bellocq, M.I. 2006. *Conversion of the Atlantic Forest into native and exotic tree plantations: effects on bird communities from the local and regional perspectives*. Forest Ecol. Manage. 235: 164-173.

8. Bibliografía

- Abelho, M., Graça, M.A.S. 1996. *Effects of eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in central Portugal*. Hydrobiologia, 324(3): 195-204.
<https://doi.org/10.1007/BF00016391>
- Amaral, M.M. 2011. *Diversidade de Vertebrados na Serra do Bussaco e áreas envolventes*. Tesis doctoral. Universidade. de Aveiro, Portugal.
- Araújo, M.B. 1995. *The effect of Eucalyptus globulus Labill. plantations on biodiversity: a case study in Serra de Portel (South Portugal)*. Master thesis. University College of London, UK.
- Bara, S., Rigueiro, A., Gil-Sotres, M.C., Mansilla, P., Alonso-Santos, M. 1985. *Efectos ecológicos del Eucalyptus globulus en Galicia. Estudio comparativo con Pinus pinaster y Quercus robur*. Departamento Forestal de Zonas Húmedas. Servicio de Investigación Agraria. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Barlow, J., Hawes, J., Hernández, M. I. M., Hoogmoed, M. S., Leite, R. N., Malcolm, J. R., Martins, M. B. 2007. *Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 104(47): 18555-18560.
- Barlow, J., Araujo, I. S., Overal, W. L., Gardner, T. A., Da Silva Mendes, F., Lake, I. R., Peres, C. A. 2008. *Diversity and composition of fruit-feeding butterflies in tropical Eucalyptus plantations*. Biodiversity and Conservation, 17(5): 1089-1104.
<https://doi.org/10.1007/s10531-007-9240-0>
- Bas-López, S., Guitian, J., Sobral, M. 2018. *Biodiversidad en plantaciones de eucalipto y en robledales del sur de Galicia: plantas y aves*. Nova Acta Cientifica Compostelana, 25: 71-81.
- Bongiorno, S. 1982. *Land Use and Summer Bird Populations in Northwestern Galicia, Spain*. Ibis 124: 1-20.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Ferraz, S. F. B. 2013. *Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services*. Forest Ecology and Management 301: 43-50.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.09.018>
- Callisto, M., Barbosa, F. A. R., Moreno, P 2002. *The influence of Eucalyptus plantations on the macrofauna associated with Salvinia auriculata in Southeast Brasil*. Brazilian Journal of Biology 62(1): 63-68.
- Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M., van Etten, E.J.B. 2012. *Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity?* Forest Ecology and Management 270: 153-162.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.019>
- Calviño-Cancela, M. 2013. *Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds*. Forest Ecology and Management 310: 692-699.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.014>
- Calviño-Cancela, M., López de Silanes, M. E., Rubido- Bará, M., Uribarri, J. 2013. *The potential role of tree plantations in providing habitat for lichen epiphytes*. Forest Ecology and Management 291: 386-395.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.023>
- Carrilho, M., Teixeira, D., Santos-Reis, M., Rosalino, L. M. 2017. *Small mammal abundance in Mediterranean Eucalyptus plantations: how shrub cover can really make a difference*. Forest Ecology and Management 391: 256-263.
- Carvalho, F, Galantinho, A, Mira, A. 2011. *Factors affecting small and middle-sized carnivore occurrence in Mediterranean agricultural landscapes: case studies in southern Portugal*. Pp: 39-67 In Rosalino, LM & C Gheler-Costa (eds): Middle-sized Carnivores in Agricultural Landscapes. Nova Science Publishers, New York.
- Coelho, M., Juen, L., Mendes-Oliveira, A. C. 2014. *The role of remnants of Amazon savanna for the conservation of Neotropical mammal communities in eucalyptus plantations*. Biodiversity and Conservation 23(13): 3171-3184.
<https://doi.org/10.1007/s10531-014-0772-9>

- Cordero-Rivera, A., Martínez-Álvarez, A. & Álvarez, M. 2017. *Eucalypt plantations reduce the diversity of macroinvertebrates in small forested streams*. Animal Biodiversity and Conservation 40(1): 87-97.
- Cruz, J., Sarmento, P., White, P.C.L. 2015. *Influence of exotic forest plantations on occupancy and co-occurrence patterns in a mediterranean carnivore guild*. Journal of Mammalogy, 96(4): 854-865.
<https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv109>
- Cruz, J., Sarmento, P., Rydevik, G., Rebelo, H., White, P.C.L. 2016. *Bats like vintage: Managing exotic eucalypt plantations for bat conservation in a Mediterranean landscape*. Animal Conservation 19(1): 53-64.
<https://doi.org/10.1111/acv.12216>
- da Rocha, P. L. B., Viana, B. F., Cardoso, M. Z., de Melo, A. M. C., Costa, M. G. C., de Vasconcelos, R. N., Dantas, T. B. 2013. *What is the value of eucalyptus monocultures for the biodiversity of the Atlantic forest? A multitaxa study in southern Bahia, Brazil*. Journal of Forestry Research 24(2): 263-272.
<https://doi.org/10.1007/s11676-012-0311-z>
- da Silva, L. P., Heleno, R. H., Costa, J. M., Valente, M., Mata, V. A., Gonçalves, S. C. 2019. *Natural woodlands hold more diverse, abundant, and unique biota than novel anthropogenic forests: a multi-group assessment*. European Journal of Forest Research 138(3): 461-472.
- de la Hera, I., Arizaga, J., Galarza, A. 2013. *Exotic tree plantations and avian conservation in northern Iberia: A view from a nest-box monitoring study*. Animal Biodiversity and Conservation 36(2): 153-163.
- Diaz-Maroto, M.C. 2018. *Changes in forest landscape due to agricultural activities and their influence on natural ecosystems: the eastern Galician mountains*. Change Adaptation Socioecol. Syst. 4: 1-6.
- Ferreira, V., Larrañaga, A., Gulis, V., Basaguren, A., Elosegi, A., Graça, M.A.S., Pozo, J. 2015. *The effects of eucalypt plantations on plant litter decomposition and macroinvertebrate communities in Iberian streams*. Forest Ecology and Management 335: 129-138.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.09.013>
- Fontúrbel, F. E., Candia, A. B., Castaño-Villa, G. J. 2016. *¿Son las plantaciones abandonadas de eucalipto amigables con la avifauna? Un estudio de caso del bosque lluvioso valdiviano*. Revista Mexicana de Biodiversidad 87(4): 1402-1406.
<https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.09.011>
- Fork, S., Woolfolk, A., Akhavan, A., Van Dyke, E., Murphy, S., Candiloro, B. 2015. *Biodiversity effects and rates of spread of nonnative eucalypt woodlands in central California*. Ecological Applications, 25(8): 2306-2319.
<https://doi.org/10.1890/14-1943.1>
- Galán, P. 2005. *Herpetofauna de Galicia: situación actual y amenazas que inciden en su conservación*. Recursos Rurais (Instituto de Biodiversidade Agraria e Desenvolvimento Rural). Serie Cursos 2: 51-64.
- Galán, P. 2012. *Natrix maura en el medio marino de las Islas Atlánticas de Galicia*. Boletín de la Asociación Herpetológica Española 23(2): 38-43.
- Gardner, T.A., Ribeiro-Júnior, M.A., Barlow, J., Ávila-Pires, T.C.S., Hoogmoed, M.S., Peres, C.A. 2007. *The value of primary, secondary, and plantation forests for a neotropical herpetofauna*. Conservation Biology 21(3): 775-787.
<https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00659.x>
- Gardner T.A., Hernández, M.I.M., Barlow, J., Peres, C.A. 2008. *Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles*. Journal of Applied Ecology 45: 883–893.
- Goded, S., Ekroos, J., Domínguez, J., Azcárate, J.G., Guitián, J.A., Smith, H.G. 2019. *Effects of Eucalyptus plantations on avian and herb species richness and composition in North-West Spain*. Global Ecology and Conservation 19: e00690
- Hawes, J., da Silva Motta, C., Overal, W. L., Barlow, J., Gardner, T. A., Peres, C. A. 2009. Diversity and composition of Amazonian moths in primary, secondary and plantation forests. Journal of Tropical Ecology 25(3): 281-300.
<https://doi.org/10.1017/S0266467409006038>

- Herrmann, J.D., Opatovsky, I., Lubin, Y., Pluess, T., Gavish-Regev, E., Entling, M.H. 2015. *Effects of non-native Eucalyptus plantations on epigeal spider communities in the northern Negev desert, Israel*. The Journal of Arachnology 43(1): 101-105.
- Jacoboski, L. I., Mendonça-Lima, A. de, Hartz, S. M. 2016. *Structure of bird communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern of species distribution*. Brazilian Journal of Biology, 76(3): 583-591.
<https://doi.org/10.1590/1519-6984.18614>
- John, J.R.M., Kabigumila, J.D.L. 2011. *The use of bird species richness and abundance indices to assess the conservation value of exotic Eucalyptus plantations*. Ostrich 82(1): 27-37
- Loumeto, J.J., Huttel, C. 1997. *Understory vegetation in fast-growing tree plantations on savanna soils in Congo*. Forestry Ecology and Management 99: 65–81.
- Luciáñez, M.J., Gómez Silgado, N. 2007. *Estudio ecológico de las comunidades de Colémbolos en zonas reforestadas con eucalipto y pino en Asturias (noroeste de la península ibérica)*. Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa 1 (40): 325-332.
- Martello, F., De Bello, F., De Castro Morini, M. S., Silva, R. R., De Souza-Campana, D. R., Ribeiro, M. C., Carmona, C. P. 2018. *Homogenization and impoverishment of taxonomic and functional diversity of ants in Eucalyptus plantations*. Scientific Reports 8(1): 1-11.
<https://doi.org/10.1038/s41598-018-20823-1>.
- Meynard, C.N., Soto-Gamboa, M., Heady, P.A., Frick, W.F. 2014. *Bats of the Chilean temperate rainforest: Patterns of landscape use in a mosaic of native forests, eucalyptus plantations and grasslands within a South American biodiversity hotspot*. Biodiversity and Conservation 23(8): 1949-1963.
<https://doi.org/10.1007/s10531-014-0697-3>
- Millan, C.H., Develey, P.F., Verdade, L.M. 2015. *Stand-level management practices increase occupancy by birds in exotic Eucalyptus plantations*. Forest Ecology and Management 336: 174-182.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.10.005>
- Montoya, J.M. 1995. *El Eucalipto*. Ediciones Mundi-Prensa. España.
- Oliveira, JM., Fernandes, F., Ferreira M.T. 2016. *Effects of forest management on physical habitats and fish assemblages in Iberian eucalypt streams*. Forest Ecology and Management 363: 1-10.
- Pina, S. M. S., Meyer, C. F. J., & Zortéa, M. 2013. *A comparison of habitat use by phyllostomid bats (Chiroptera: Phyllostomidae) in natural forest fragments and Eucalyptus plantations in the Brazilian Cerrado*. Chiroptera Neotropical 19(3): 14-30.
- Pita, R., Mira, A., Moreira, F., Morgado, R., Beja, P. 2009. *Influence of landscape characteristics on carnivore diversity and abundance in Mediterranean farmland*. Agriculture, Ecosystems and Environment 132 (1-2): 57-65.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.02.008>
- Proença, V. M., Pereira, H. M., Guilherme, J., Vicente, L. 2010. *Plant and bird diversity in natural forests and in native and exotic plantations in NW Portugal*. Acta Oecologica, 36(2): 219-226.
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.01.002>
- Rosalino, L.M., Martin, P.S., Gheler-Costa, C., Lopes, P.C., Verdade, L.M. 2014. *Neotropical small mammals' diversity in the early cycle of commercial Eucalyptus plantations*. Agroforestry Systems, 88(3): 427-36.
<https://doi.org/10.1007/s10457-014-9702-9>
- Santos, A., Fernandes, M.R., Aguiar, F.C., Branco, M.R., Ferreira, M.T. 2017. *Effects of riverine landscape changes on pollination services: A case study on the River Minho, Portugal*. Ecological Indicators 89: 656-666.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.02.036>
- Santolamazza-Carbone, S., Durán-Otero, M., Calviño-Cancela, M. 2019. *Context dependency, co-introductions, novel mutualisms, and host shifts shaped the ectomycorrhizal fungal communities of the alien tree Eucalyptus globulus*. Scientific Reports 9: 7121.

- Sousa, J.P., Gama, M.M., Ferreira, C., Barrocas, H. 2000. *Effect of Eucalyptus plantations on Collembola communities in Portugal: a review*. Belgian Journal of Entomology 2: 187-201.
<https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Suguituru, S.S., Silva, R.R., Souza, D.R. de, Munhae, C. de B., Morini, M.S. de C. 2011. *Ant community richness and composition across a gradient from Eucalyptus plantations to secondary Atlantic Forest*. Biota Neotropica 11(1): 369–376.
<https://doi.org/10.1590/s1676-06032011000100034>
- Teixeira, D., Carrilho, M., Mexia, T., Köbel, M., Santos, M. J., Santos-Reis, M., Rosalino, L. M. 2017. *Management of Eucalyptus plantations influences small mammal density: Evidence from Southern Europe*. Forest Ecology and Management 385: 25-34.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.009>
- Tellería, J. L., Galarza, A. 1990. *Avifauna and landscape in northern Spain: effects of reafforestations with exotic trees*. Ardeola 37(2): 229-245.
- Vasconcelos, S., Pina, S., Reino, L., Beja, P., Moreira, F., Sánchez-Oliver, J. S. 2019. *Long-term consequences of agricultural policy decisions: How are forests planted under EEC regulation 2080/92 affecting biodiversity 20 years later?* Biological Conservation 393: 403.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.052>
- Vaz, A.S., Honrado, J.P., Lomba, A. 2019. *Replacement of pine by eucalypt plantations: Effects on the diversity and structure of tree assemblages under land abandonment and implications for landscape management*. Landscape and Urban Planning 185: 61-67.
- Velo-Antón, G., Cordero-Rivera, A., Galán, P. 2007. *Características ecológicas, evolutivas y estado de conservación de los anfibios del parque nacional de las Islas Atlánticas de Galicia*. Informe de Proyectos de investigación en parques Nacionales: 2003-2006.

11

Los efectos del cultivo
del *Eucalyptus* sobre el
desarrollo rural en la
biografía científica



Autores de este informe:
Eduardo Rojas Briales, Universidad Politécnica de Valencia.

CONTENIDO

1. Introducción: estado del arte en el área temática, incluidas subáreas [185]
2. Países prioritarios identificados [190]
3. Metodología y descripción de la bibliografía identificada [189]
4. Listado de la bibliografía identificada [192]
5. Conclusiones relacionadas con los parámetros de gestión/ desarrollo rural identificados de relevancia para el área temática [194]
6. Gaps temáticos geográficos identificados y posibles proyectos [195]
7. Principales conclusiones [201]
8. Referencias bibliográficas [203]

1. Introducción: estado del arte en el área temática, incluidas subáreas

En primer lugar, previo al análisis de cuestiones específicas propias del presente Informe, conviene explicar brevemente qué se ha considerado como “desarrollo rural” en este trabajo. Aunque inicialmente se puede definir desde el punto de vista de la acción política (gobernanza), en la línea de buscar una cierta equidad entre los habitantes de núcleos urbanos y rurales, actualmente esta expresión presenta numerosas y amplias acepciones. En efecto, bajo la expresión “desarrollo” se pueden englobar aspectos propios de la justicia social, especialmente en países en vías de desarrollo, con el crecimiento de la economía o con aspectos mucho más desagregados. Visto todo ello, se ha optado por tomar una postura pragmática, tal y como definen Green y Zunda (2013)¹, esto es, “desarrollo” como un cambio institucional que mejora la calidad de vida de los individuos. A la luz de esta idea, se ha vinculado la acepción “desarrollo rural” con aspectos de economía, empleabilidad, iniciativa empresarial, cadena de valor de la industria y percepción de los propios *stakeholders* sobre cuestiones directamente relacionadas con los asentamientos rurales y su entorno.

Considerando que más del 56% de la población de los 27 Estados Miembros de la Unión Europea vive en áreas rurales, regiones que abarcan el 91% del total del territorio, el desarrollo rural es un factor indiscutiblemente clave en materia política (EUROSTAT 2011)². La agricultura y la actividad forestal han sido y siguen sido actualmente actividades cruciales para el uso y gestión de los recursos naturales de las áreas rurales, siendo la base para el desarrollo socioeconómico de estas zonas y para la conservación medioambiental y, por ende, para la diversificación y fomento

del desarrollo rural. Sin minusvalorar el reconocido papel de la agricultura, los bosques y otras áreas forestales no arboladas se configuran como ecosistemas cruciales en la práctica totalidad de las áreas rurales, no solo por su valor superficial con respecto a otros usos del medio rural, sino por su notable provisión de productos, madereros y no madereros, así como servicios de provisión, al conjunto de la sociedad y al medio ambiente, bienes generados más allá de los límites físicos de la propiedad.

En relación con las especies forestales objeto de estudio, el género *Eucalyptus*, mayormente *E. globulus*, *E. nitens*, *E. grandis* y *E. camaldulensis* comienzan a ser las especies maderables más ampliamente plantadas en el mundo, principalmente para la producción de pasta y papel³. Desde mediados del siglo pasado, el despoblamiento rural y el abandono de la actividad agroganadera a escala global ha conducido a un incremento de la tierra de uso forestal, en particular la expansión de plantaciones forestales y, entre ellas, las masas de eucalipto, desencadenando importantes cambios en los paisajes regionales, principalmente en áreas rurales^{4, 5, 6}. Este hecho centraliza el importante papel de las plantaciones forestales, dentro del conjunto de masas forestales, en materia de desarrollo rural y la necesidad de estudiar y diseñar modelos de planificación territorial socialmente consensuados, económicamente rentables y ambientalmente respetuosos (gestión forestal sostenible). No obstante, la literatura científica, nacional e internacional, se ha venido centrando en la contribución del conjunto de las masas forestales en el desarrollo rural^{7, 8, 9, 10, 11}, pero sin capítulos concretos dedicados al eucalipto o a las plantaciones forestales. Las referencias disponibles para esta especie^{12, 13, 14} no cuentan, por su parte, con apartados específicos y directamente dedicados al desarrollo rural.

¹ Green y Zunda, 2013.

² EUROSTAT 2011.

³ FAO, 2010.

⁴ MacDonald *et al.*, 2000.

⁵ Marey-Pérez *et al.*, 2006.

⁶ Cramer y Hobbs, 2007.

⁷ Crowley *et al.*, 2001.

⁸ Elands y Wiersum, 2001.

⁹ Niskanen y Lin, 2001.

¹⁰ Tomasz y Nybakk, 2012.

¹¹ Pretzsch *et al.*, 2014.

¹² Coppen, 2002.

¹³ Carpineti *et al.*, 1995.

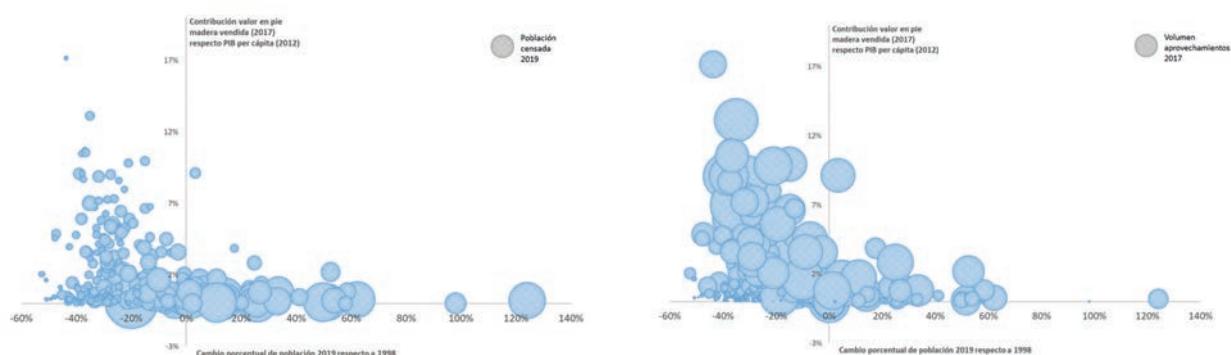
¹⁴ Wei y Xu, 2003.

Para España, la mayoría de la bibliografía científica disponible tampoco aúna, de forma directa y exclusiva, desarrollo rural y masas o plantaciones de eucalipto, salvo indirectamente dos trabajos realizados en la comarca gallega de A Mariña Lucense y el Occidente asturiano^{15, 16}. Estos dos estudios concluyeron en la necesidad de tener producciones que superasen un determinado nivel para asegurar una cierta rentabilidad, así como una superficie forestal mínimamente disponible y un escaso grado de parcelación, la importancia de la extensión forestal (asesoramiento técnico-selvícola), el conocimiento y aplicación de criterios técnico-selvícolas, el grado de asociacionismo profesional y el análisis socioeconómico de la conducta de gestión forestal desempeñada por el propio propietario y/o gestor de la tierra, entre otros. De hecho, *mantener las tierras en producción forestal, con unos ingresos económicos*

atractivos en la actividad forestal y unas condiciones de mercado favorables para la producción de madera (precio unitario de venta de madera y coste unitario de la plantación y tratamientos selvícolas) son factores significativos en la inversión y desarrollo de la actividad forestal por parte de la propiedad¹⁷. Las estadísticas del mercado de la madera en Galicia para 2017 y 2018 corroborarían lo anterior, los ingresos por venta de madera para los propietarios privados de montes son, en general, sin ser la actividad económica principal, un importante complemento económico en la economía familiar de muchas áreas rurales gallegas. Como se puede apreciar en los siguientes gráficos, las áreas menos pobladas en Galicia, las actividades económicas son además escasas, la venta de madera parece ser un factor clave en la economía de la propiedad forestal, no solo en términos cuantitativos, sino también cualitativos¹⁸.

Fig. 1

Cambio porcentual de población 2019 frente a 1998. Fuente: Picos (2020)



¹⁵ Vázquez et al., 1998.

¹⁶ Rodríguez-Vicente, 2010.

¹⁷ Rodríguez-Vicente y Marey-Pérez, 2010.

¹⁸ Picos, 2020.

Centrándose en las ventas de madera de eucalipto, también para Galicia, los aprovechamientos de este tipo de masas se consolidan en la comunidad, año tras año, como un activo financiero para el rural gallego; por noveno año consecutivo, las cortas de madera de eucalipto se situaron en 2017 por encima del 50% de las cortas gallegas de madera, superando el nivel de 5 millones de m³ por año¹⁹. Con cerca del 20% de la superficie forestal ocupada por masas de eucalipto, estos aprovechamientos fueron realizados por más de 35 mil propietarios privados (individuales y comunidades de montes vecinales en mano común), generando más de 200 millones de euros en ventas.

Analizando los trabajos disponibles en otras regiones, Portugal consta de una obra de referencia donde se analizan los impactos socioeconómicos de la expansión de las plantaciones de eucalipto, concluyéndose la necesidad de más estudios detallados y continuados sobre la materia²⁰. También se han analizado algunos impactos socioeconómicos de esta tipología de masas forestales en distintos países del hemisferio sur, pero sin entrar en profundidad en los mismos²¹.

Por otro lado, es conveniente destacar que el país origen de las investigaciones científicas condiciona manifiestamente los resultados y las conclusiones sobre desarrollo rural y plantaciones forestales (en general) y masas de eucalipto (en particular). Por lo tanto, algunos aspectos analizados en la literatura científica con respecto a las plantaciones de eucalipto estarían indiscutiblemente vinculados a la casuística propia del país de estudio²², no pudiendo ser extrapolables al caso concreto de España. Por ende, el presente análisis ha obviado aquellos trabajos que integrasen aspectos específicos del país de origen, como los mecanismos de desarrollo limpio asociados a las forestaciones en regiones en vías de desarrollo²³, la lucha contra

la pobreza en zonas rurales o cambios en las economías de subsistencia^{24, 25}, la marginalización de la población local^{26, 27}, el conflicto en la adquisición de la tierra o sus cambios de uso²⁸ o la problemática de empresas nacionales de forestación con eucalipto²⁹, entre otros. En síntesis, el esfuerzo de revisión se ha centrado en aquellos trabajos o estudios que, a priori, pudieran tener una potencial aplicabilidad a la realidad forestal de España.

A pesar de la escasa bibliografía en materia de desarrollo rural y este tipo de plantaciones forestales en España, conviene indicar algunas de las críticas que las masas de eucalipto han despertado en la sociedad española, críticas también comunes en otras regiones del mundo. La existencia de estas declaraciones puede ayudar a definir posibles líneas de trabajo y futuros proyectos de investigación más acordes con la realidad territorial. Algunas de estas críticas se han centrado concretamente en aspectos de planificación territorial versus plantaciones de eucalipto^{30, 31}: la catalogación de terrenos aptos o no-aptos para forestar, la participación social en la planificación y ordenación de los usos del suelo por parte de la Administración pública, la avenencia de forestar (o no) terrenos agrícolas o terrenos públicos, la idoneidad de subvencionar (o no) con ayudas públicas la inversión forestal en estas masas. En este sentido, se cita la controversia generada en cuanto al pago con fondos públicos de algunos costes asociados a la extinción de los incendios forestales o la prevención y erradicación de plagas como la del gorgojo del eucalipto.

Otra crítica recurrente en nuestra literatura hace referencia a la poca diversidad de productos y servicios obtenidos a partir de las plantaciones de eucalipto³², generando que frecuentemente se relacionen estas masas con “monocultivos” de manejo no-multidisciplinar y/o no-sostenible, si bien es cierto que este concepto también se emplea para

¹⁹ Picos (coord.), 2018.

²⁰ Borges y Borges, 2007.

²¹ Carrere y Lohmann, 1996.

²² Hidayat, 2018.

²³ Aggarwal, 2014.

²⁴ Gerber, 2011.

²⁵ Prado, 2015.

²⁶ Andersson *et al.*, 2016.

²⁷ Salas *et al.*, 2016.

²⁸ Niskanen, 2000.

²⁹ Doughty, 2000.

³⁰ Soto, 2013.

³¹ Balteiro *et al.*, 2009.

³² Veiras y Soto, 2011.

cualquier tipo de plantación forestal y la producción agrícola intensiva. Cítense que las problemáticas anteriores para las masas de eucalipto son también extensibles a todo tipo de plantaciones forestales, tal y como recoge la literatura científica³³. Existen tremendas percepciones erróneas, incluso “mitos”, alrededor de las plantaciones forestales, tanto por parte del público general, los medios de comunicación como la industria en sí misma, malinterpretaciones que oscurecen la ciencia y la socioeconomía forestal en relación a las plantaciones³⁴.

Para comprender los aspectos asociados al desarrollo rural que pudieran ser de interés en el caso de España, es necesario apuntar algunas pinceladas relacionadas con las características de estas plantaciones en nuestro país. En primer lugar, es necesario destacar que las masas forestales de especies del género *Eucalyptus* con tan solo el 3,4% de la superficie arbolada aportan el 40% de la madera producida en España³⁵. Su destino ha venido siendo en un alto porcentaje el abastecimiento de fibra para la industria de la celulosa³⁶, si bien en los últimos años se observa una creciente diversificación de usos (tableros, aserrío, desenrrollo, bateas etc.). Los eucaliptares en España, especialmente en el NW, pertenecen en una gran proporción a propietarios privados particulares, a diferencia de otros países donde se cita la presencia de plantaciones propiedad tanto de la industria como del Estado. Además, se aprecia una estructura de la propiedad de uso forestal que puede ser clasificada como inoperativa, ineficiente o no-competitiva, asociada fundamentalmente al minifundio de la tierra, escaso asociacionismo o cooperativismo, peso secundario o complementario de la renta forestal en la economía familiar y escasa asistencia e información selvícola de carácter técnico-profesional^{37, 38}.

En cuanto a la gestión o manejo forestal propiamente

dicho, y a excepción de las plantaciones con un marcado carácter técnico-industrial, los puntos anteriormente mencionados determinan que la selvicultura aplicada en la gran mayoría de las masas existentes en nuestro país se caracterice por su clara simplificación y falta de ordenación forestal^{39, 40}, es decir, la planificación espacio-temporal de actividades culturales como desbroces de mantenimiento, selección de brotes e, incluso, el turno óptimo de aprovechamiento no suelen ser prácticas habitualmente desarrolladas por los propietarios y/o gestores de eucalipto, no así otras, como por ejemplo, la fertilización del terreno o la realización del primer desbroce previos a la implantación de la masa. Todo ello conlleva que, a pesar de la alta productividad e importancia (superficial y económica) de las masas de eucalipto en determinadas regiones de España, especialmente en el norte peninsular, la gestión forestal de estas plantaciones esté muy lejos de ser la óptima⁴¹.

No obstante, es necesario apuntar que el crecimiento de la actividad forestal asociada a las plantaciones en España en las últimas décadas, parece estar en una fase inicial de implementación dentro de la economía rural, compartiendo muchos objetivos y prácticas de gestión con la agricultura, pero no al mismo nivel en términos de profesionalización y economía; la actividad forestal no es la actividad principal para la mayoría de los propietarios y/o gestores de montes pero, las plantaciones forestales son una parte importante de la base territorial de numerosos propietarios rurales y son gestionadas como inversiones para complementar la renta familiar, contribuir a la capitalización de la tierra y mantener el vínculo emocional con esta⁴². En otras palabras, las plantaciones forestales son la respuesta socioeconómica de los objetivos o intereses de gestión para con la tierra de una fracción nada despreciable de los propietarios rurales ante el abandono (falta de reemplazo o de

³³ Weber, 2000.

³⁴ McCullough, 1999.

³⁵ MITERD, 2020.

³⁶ Álvarez-Díaz *et al.*, 2015.

³⁷ Rodríguez-Vicente y Marey-Pérez, 2008.

³⁸ Rodríguez-Vicente y Marey-Pérez 2009a.

³⁹ Rodríguez-Vicente y Marey-Pérez 2009b.

⁴⁰ Zedínek, 2016.

⁴¹ Robak *et al.*, 2012.

⁴² Rodríguez-Vicente y Marey-Pérez 2009a.

inversión) de la actividad agroganadera o la ausencia de otras alternativas para con las tierras agrarias, así como ante la demanda creciente de la sociedad por los productos derivados de la madera.

Por otro lado, los modelos de producción para esta especie han sido, hasta hace pocos años, escasos y de aplicabilidad reducida o concreta en nuestro país. Para el caso de la especie de mayor extensión superficial en España, *Eucalyptus globulus*, la gestión forestal habitualmente desarrollada se basa en un primer turno de monte alto (12-15 años), seguido por 2 o 3-4 turnos más de aprovechamiento en monte bajo (dependiendo de la calidad estación), con sus correspondientes tratamientos de selección de brotes (se indica la escasez de estudios científicos fiables al respecto, cuántos rebrotes optimizarían la rentabilidad de la producción). Ciertas investigaciones de carácter empírico⁴³ y experimental^{44, 45, 46, 47} indican que, tras el primer turno de corta de la masa (procedente de semilla), la productividad del segundo turno es en torno a un 25% superior al

primer, igualándose la producción del primer turno en el tercero. Finalmente, entre el tercer y último rebrote se produciría un descenso cifrado en un 25% de la producción inicial. Ejemplos de este esquema selvícola también puede encontrarse en plantaciones en Brasil⁴⁸, Portugal⁴⁹ o en el resto de España⁵⁰.

A diferencia de países como Brasil o Chile, donde la investigación de la selvicultura del eucalipto puede ser calificada como extensa, las plantaciones de eucalipto en España siguen siendo manejadas utilizando métodos o modelos empíricos tradicionalmente aceptados en la ciencia forestal, comenzándose a usar actualmente herramientas de optimización de modelos de gestión según diferentes parámetros de programación (factores biogeográficos, socioeconómicos, ambientales, etc.). El empleo de técnicas basadas en la programación matemática para la gestión forestal ha demostrado ser una herramienta clave en la generación de modelos selvícolas acordes a la sostenibilidad de los recursos forestales (y naturales, en general)^{50, 51}.

⁴³ González-Río *et al.*, 1997.

⁴⁴ Fernández, 1982.

⁴⁵ Fernández, 1985.

⁴⁶ Fernández, 1994.

⁴⁷ García y Ruiz, 2003.

⁴⁸ Nobre y Rodriguez, 2001.

⁴⁹ Falcão y Borges, 2002.

⁵⁰ Riesco, 2004.

⁵¹ Borges *et al.*, 2014.

2. Países prioritarios identificados

Las fuentes bibliográficas seleccionadas para el presente informe se centraron en un total de 15 países (Tabla 1), siendo Brasil el país con claramente mayor peso, con un total de 13 artículos (sin citar España). En segundo lugar, destacarían las fuentes de información procedentes de dos países de Sudamérica, Chile y Uruguay, donde se han recopilado conjuntamente 15 trabajos. La revisión para España se basó en un total de 15 trabajos científicos.

Tabla 1

Países identificados y número de artículos analizados en la realización del estudio.

País	Nº de ítems
Brasil	13
Australia	7
Uruguay	8
Chile	7
Etiopía	5
India	5
España	15
Sudáfrica	3
Vietnam	3
Nueva Zelanda	2
China	2
Tailandia	2
Argentina	1
Paraguay	1
México	1
Otros	3

3. Metodología y descripción de la bibliografía identificada

La metodología empleada para la realización del presente estudio se desglosó en dos grandes bloques de trabajo, claramente diferenciados y consecutivos.

Como fase inicial de trabajo, se procedió en primer lugar a realizar distintas consultas en la base de datos *SCOPUS*, dada su notable riqueza científica para distintos ítems de investigación con respecto a otros portales, como puede ser el caso de *Web of Science*. La búsqueda se centró en aquellos trabajos científicos que contuvieran como palabra clave “*Eucalyptus*”, tanto en título, resumen como palabra clase sensu stricto. Además, se añadieron otras palabras complementarias de ayuda en la búsqueda bibliográfica, como “*livelihood*”, “*rural/local/regional development*”, “*biomass*”, “*timber*”, “*pulp*”, “*REDD*”, “*economic/social/rural welfare*”, etc.

Con el objetivo de mejorar la base científica de trabajo se amplió la búsqueda de información mediante un segundo muestreo en *SCOPUS* con las palabras clave “*forest plantation*”, “*fast-growing plantation*”, “*CBA* (*Cost-Benefit Analysis*)”, “*CSR*” (*Corporate Social Responsibility*), “*employment*”, “*labour*”, “*livelihood*”, “*restoration*”, “*taxes*” y “*timberland investment*”. Si bien esta nueva revisión ampliada apenas permitió incorporar nuevas referencias científicas, su lectura sí proporcionó una visión manifiestamente más completa de aspectos vinculados con el desarrollo rural y las plantaciones forestales, conclusiones reflejadas a lo largo del presente Informe.

Además de la base de datos *SCOPUS*, se consultaron estudios y publicaciones de referencia disponibles en fuentes de información no JCR (*Journal of Citation Reports*), como obras de diversas universidades o centros de investigación, entre otros, así como las propias referencias bibliográficas de los resultados obtenidos por otros grupos del presente trabajo.

Cada búsqueda fue guardada en un archivo *.pdf para proceder posteriormente a la revisión de cada uno de los artículos seleccionados de interés. Los trabajos así considerados fueron posteriormente examinados individualmente para decidir su inclusión o exclusión en el anexo formato Excel que acompaña el presente informe.

Como segunda etapa o fase de la presente metodología, se procedió a contactar con diversos investigadores de otros países (Brasil, Uruguay, Chile y Argentina), vincu-

lados al campo científico del desarrollo rural y la gestión forestal de plantaciones forestales, especialmente masas de eucalipto, con el fin de poder obtener otros documentos que pudieran complementar la base científica previamente analizada e incluida en este Informe.

La revisión bibliográfica finalmente permitió trabajar con un total de 77 publicaciones, descartándose, en inicio, aquellos trabajos centrados específicamente en los siguientes conceptos:

- Cultivos energéticos de corta rotación: aunque es indudable la potencialidad que tienen los cultivos energéticos como alternativa socioeconómica en numerosas zonas rurales⁵², el presente análisis sólo consideró la producción de energía a través de residuos de corta o como un producto (carbón vegetal) derivado de la madera de eucalipto, dado su amplio uso como materia prima para combustible y astilla⁵³.
- Productividad o rendimiento de maquinaria o equipos en la ejecución de trabajos forestales: si bien este ítem es un factor con un peso significativo para la estabilidad o el crecimiento de empresas e industrias forestales⁵⁴, su contribución o importancia directa en la gestión forestal y desarrollo rural adquiere una menor relevancia para el objetivo concreto de estudio.
- Análisis de Ciclo de Vida (*Life Cycle Analysis, LCA*): la bibliografía existente se centra en impactos generados por las distintas operaciones selvícolas⁵⁵, además de no mostrar una clara aplicabilidad en nuestro país⁵⁶.
- Instrumentos de inversión forestal a gran escala (*Timber Investment and Management Organisations*⁵⁷): aunque en algunos países este tipo de herramientas suponen hasta el 10% de la superficie de las plantaciones forestales⁵⁸, la casuística social y territorial de España dificulta, en principio, su aplicabilidad.
- Productividad forestal en términos dendrométricos, esto es, maximización de la producción de madera por unidad de superficie bajo determinados criterios selvícolas (densidad, tratamientos culturales, etc.) y técnicas de optimización de la producción de madera (*timber harvesting schedules*⁵⁹).
- Incendios forestales y otras catástrofes naturales que condicionan el establecimiento y dinámica de los ecosistemas forestales.

⁵² Sgroi *et al.*, 2015.

⁵³ Merino *et al.*, 2005.

⁵⁴ Passicot y Murphy, 2013.

⁵⁵ González-García *et al.*, 2009.

⁵⁶ Saraiva *et al.*, 2017.

⁵⁷ Cubbage *et al.*, 2014.

⁵⁸ IBÁ, 2018.

⁵⁹ Belaventutti *et al.*, 2018.

4. Listado de la bibliografía identificada

El anexo, en formato Excel, que acompaña el presente informe muestra la totalidad de los 77 documentos seleccionados como referencias bibliográficas.

En resumen, casi el 84% de los trabajos revisados (64) eran artículos científicos publicados en revistas incluidas en la base de datos *Journal of Citation Reports* (JCR), esto es, revistas científicas con la reputación más sólida en este campo a escala internacional. Cinco de las publicaciones estudiadas eran artículos publicados en revistas no incluidas en la citada base de datos, mientras que los ocho estudios restantes se correspondieron con manuales o informes técnicos.

En cuanto a la escala temporal, la mayoría de las referencias bibliográficas (73) fueron publicadas a lo largo del presente siglo XXI y, en concreto, 49 se desarrollaron en los últimos 10 años.

Las publicaciones fueron clasificadas según su fiabilidad, otorgándose el valor máximo (3) a las publicaciones JCR, siempre y cuando fueran publicadas en los últimos 20 años; por su parte, los informes técnicos fueron clasificados con una fiabilidad inferior a 3. En cuanto a la extrapolabilidad de los resultados y conclusiones de los estudios seleccionados a la gestión forestal de masas de eucalipto en España, se utilizó una escala de 1 a 3, donde 1 sugería una extrapolabilidad mínima y 3 la máxima; los artículos con casos de estudio de España no recibieron ningún valor en esta columna.

Con el fin de facilitar la comprensión de las conclusiones incluidas en este estudio, se fijaron cuatro grandes grupos de resultados y conclusiones, explicados a continuación, donde se incluyeron los distintos temas seleccionados en la búsqueda bibliográfica directamente relacionados con el desarrollo rural.

Así, teniendo en cuenta que los parámetros de relevancia para la gestión forestal son aquellos que tienen que ver con la toma de decisiones, el primer grupo de resultados incluyó temas asociados al establecimiento de una plantación forestal con especies del género *Eucalyptus*, es decir, este estudio asumió que la gestión forestal parte de la decisión inicial de invertir o no en la actividad forestal mediante la plantación del terreno por parte de la propiedad. De ese modo, se consideraron distintos aspectos relacionados como el *impacto de las plantaciones*, tanto desde una perspectiva global como desde aspectos particulares (empleo⁶⁰, potencial conflicto con otros servicios ecosistémicos⁶¹, percepción sobre este tipo de masas forestales⁶² o incentivos económicos a la creación de nuevas plantaciones⁶³, entre otros).

El segundo grupo de resultados incluyó bibliografía relacionada con los *productos, maderables y no-maderables, además de los servicios ecosistémicos* asociados a las masas de eucalipto. Por ende, tras la decisión inicial de crear una masa forestal (eucalipto), estas generarán una serie de productos y servicios, no exclusivamente relacionados con la obtención de madera, sino que podrán aportar otros productos maderables o no-maderables y servicios de provisión (sistemas agroforestales, regulación del ciclo hidrológico, mejora del suelo, captura de carbono, entre otros). La literatura científica sobre plantaciones forestales con esta especie utiliza estos términos^{64, 65}, emanados de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio⁶⁶, integrando además el conjunto de servicios ecosistémicos bajo una perspectiva indiscutible de sostenibilidad⁶⁷. En este punto es importancia citar el papel clave de las plantaciones de eucalipto en la captación y fijación de carbono atmosférico, papel citado en gran parte de los estudios científicos sobre la materia^{68, 69, 70}.

⁶⁰ Carámbula y Piñeiro, 2006.

⁶¹ Baral *et al.*, 2016.

⁶² Williams y Schirmer, 2012.

⁶³ Cossalter y Pye-Smith, 2003.

⁶⁴ Viheraara *et al.*, 2012.

⁶⁵ Balteiro y Rodríguez, 2006.

⁶⁶ <https://www.millenniumassessment.org/en/index.html>

⁶⁷ Silva *et al.*, 2019.

⁶⁸ Arroja *et al.*, 2006.

⁶⁹ Du *et al.*, 2015.

⁷⁰ Benard *et al.*, 2018.

El tercer grupo de resultados abarcó temas vinculados a la rentabilidad comercial de las masas de eucalipto, esto es, su *evaluación económica y manejo óptimo*, incluyendo aspectos como la elección del turno, las prácticas selvícolas más apropiadas para cada caso de estudio y otros ítems de interés en la gestión forestal (formación forestal, asociacionismo, asistencia técnica, conocimiento y aplicación de criterios técnicos-selvícolas, uso de maquinaria, contratación de trabajo externo o ejecución por medios propios, etc.), además de aspectos concretos como la lucha contra plagas y enfermedades o la mejora genética.

Finalmente, el último grupo de resultados recogió aquellos aspectos relacionados exclusivamente con la producción de madera. Así, se incluyeron temas asociados a la cadena de producción para este producto y sus subproductos, tanto en cuanto a oferta como a demanda. Cabe resaltar que este grupo particular presenta una considerable importancia en términos de desarrollo rural, puesto que algunos estudios científicos han demostrado que el manejo óptimo de estas masas no se logra bajo una perspectiva monobjetivo (un solo bien y/o servicio), sino que es necesario integrar distintos objetivos en el análisis para optimizar la renta del propietario y/o gestor forestal⁷¹.

La Tabla 2 resume los cuatro grandes bloques anteriores y el número de artículos seleccionados. Como se puede apreciar en esta tabla, el número total de artículos (ítems) excede del número real de artículos revisados (116 en vez de 77), dado que un mismo artículo podía abarcar más de una temática concreta.

Tabla 2 Temas seleccionados en la realización del estudio

Temática	Nº de ítems
Análisis de rentabilidad	28
Servicios ecosistémicos	15
Sistemas agroforestales	10
Cadena de producción	9
Impacto de las plantaciones	7
Incentivos a la propiedad	7
Percepción social de las plantaciones	6
Análisis coste-beneficio en la lucha contra plagas y enfermedades	3
Oferta de madera	4
Sostenibilidad de las plantaciones	3
Opinión del propietario/gestor forestal	10
Empleo	3
Selvicultura y manejo óptimo	9
Otros	2

⁷¹ Green, 2000.

5. Conclusiones relacionadas con los parámetros de gestión/ desarrollo rural identificados de relevancia para el área temática

Tal y como muestra la Tabla 3, la revisión bibliográfica no ha permitido localizar ítems relativos a muchos de los parámetros de gestión inicialmente seleccionados, destacando la ausencia notable del concepto gestión forestal en masas de eucalipto y desarrollo rural.

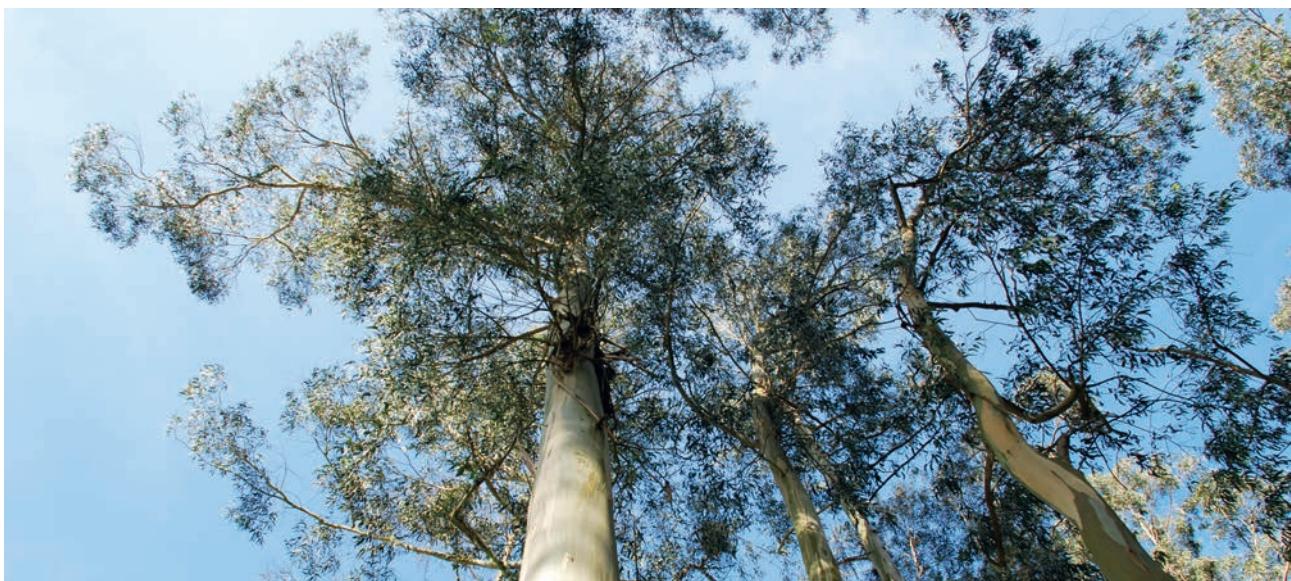
Particularmente, se indica que el parámetro de gestión “destino de la producción” incluye otros posibles productos derivados de la madera de eucalipto, sugiriendo que esta lista podría ampliarse con aspectos como objetivos

relacionados con los servicios ecosistémicos (carbono), la inclusión de incentivos a los propietarios, etc.

El Anexo 5 del presente Informe recoge, por área temática de estudio, las principales conclusiones de la bibliografía consultada para los distintos parámetros de gestión considerados, así como el grado de fiabilidad, de consenso y de aplicabilidad de dichas investigaciones en el actual contexto de las plantaciones forestales y el desarrollo rural en España.

Tabla 3 → Parámetros identificados de gestión forestal

Parámetro de gestión	Nº de ítems
Destino de la producción	10
Especies y mezclas (sist. agroforestales)	10
Turno de aprovechamiento	8
Densidades de plantación	3
Claras, selección de brotes	3
Monte alto, bajo o medio	1
Grado de cobertura (escala)	0
Clima	0
Fertilización	0
Preparación del suelo	0
Fuego prescrito	0
Laboreo	0
Pastoreo	0



6. Gaps temáticos geográficos identificados y posibles proyectos

El presente epígrafe se ha desarrollado con el mismo esquema de trabajo que el seguido con anterioridad a la hora de agrupar los temas que se habían extraído de la revisión bibliográfica efectuada. Se cita que algunos de estos *gaps* pueden guardar una cierta relación entre sí.

En cuanto al primer grupo, impacto de las plantaciones, se ha detectado un gap temático relacionado con la percepción de estas y que, siguiendo la metodología habitualmente empleada en otros países (Chile, China, Australia, Uruguay), puede ser ampliada a otros aspectos. Este impacto se enfoca fundamentalmente en aspectos asociados a la percepción de las mismas o a cambios de usos de suelo. Tal y como cita Green (2000)⁷², entre la actual segregación social existente entre plantaciones forestales y masas naturales, existe un amplio rango de opciones forestales que pueden dar mayor o menor combinación de productos y servicios. Es necesario alcanzar las combinaciones óptimas entre ambos conceptos para poder generar el valor máximo de los recursos forestales que la sociedad demanda, pero considerando también la oferta que los propietarios forestales puedan aportar.

Este *gap*, denominado **Impacto de las plantaciones**, se fundamenta en 17 publicaciones recogidas en la hoja Excel que acompaña este Informe. En concreto, se propone el siguiente:

- 1 Dado que una de las críticas redundantes en España sobre las plantaciones de eucalipto se centra en su ubicación o localización y la percepción (para algunos, muy negativa) de las mismas, se plantea un análisis, por comarcas geoforestales afines, para conocer la percepción que este tipo de plantaciones forestales tiene en los núcleos rurales (predominantemente, aunque algún aspecto con-

creto se podría también testar en núcleos urbanos) y los posibles conflictos con otros usos de la tierra o productos y servicios (ecosistémicos) aportados por las masas forestales.

Con aplicación a numerosas materias de diversa índole, la metodología habitualmente usada en la literatura científica es la realización de encuestas y otros instrumentos de participación pública (talleres) para conocer la percepción, las motivaciones, el saber-hacer o el interés de la población de estudio, en este caso, los propietarios y/o gestores forestales y *stakeholders* de interés. Este tipo de herramientas permiten además reducir conflictos, aportar ideas e incentivar el capital humano en el desarrollo de distintas acciones o medidas consensuadas de interés de posible ejecución.

En esta línea, de articularse este tipo de instrumentos, se debería aprovechar para intentar averiguar la opinión sobre algunas temáticas detectadas en el análisis bibliográfico que se ha realizado. Por ejemplo, sería útil extraer información sobre el personal empleado en estas plantaciones, la existencia de asesoramiento técnico-profesional, las motivaciones o intereses a la hora de crear una plantación forestal, la existencia de potenciales ayudas o subvenciones a la gestión forestal sostenible, etc. En el caso del empleo tendría mucho sentido analizar, además de las cifras directamente vinculadas a estas plantaciones, su calidad, relación con otros sectores y grado de especialización, entre otros aspectos. Aunque no se ha introducido en el listado bibliográfico, sí que se conoce algún ejemplo reciente de encuestas realizadas a propietarios y *stakeholders* relacionados con plantaciones de eucalipto en España, aunque con objetivos relativos a la certificación forestal⁷³ o la gestión forestal en sentido general^{74, 75}.

⁷² Green, 2000.

⁷³ Díaz-Balteiro y García de Jalón, 2017.

⁷⁴ Marey, 2003.

⁷⁵ Rodríguez-Vicente, 2010.

La inclusión de los posibles resultados o conclusiones de encuestas a la población local (propietarios y/o gestores forestales, grupos de acción local o entidades locales, entre otros stakeholders), de forma individual y grupal, deberán ser tenidas en cuenta a la hora de diseñar e implementar políticas de planificación y gestión forestal más acordes a la realidad social, económica y ambiental del territorio en cuestión⁷⁶. De hecho, explicar y predecir la conducta de gestión forestal por parte de la propiedad, en base a factores sociales, económicos y medioambientales, es un tópico cada vez más importante en el campo de la investigación científica y de las políticas de desarrollo rural, interviniendo una gran diversidad de factores que dificultan diseñar una estructura de trabajo única que defina los múltiples objetivos o metas de gestión de la propiedad⁷⁷.

El segundo grupo hace referencia, en general, a los servicios ecosistémicos relacionados con las plantaciones de eucalipto. Como otro tipo de masas forestales, las plantaciones son montes y, por tanto, pueden aportar múltiples bienes y servicios (productos artesanales e industriales, caza y pesca, control de la erosión, ocio y esparcimiento, etc.), tanto para propietario y/o gestor como para el conjunto de la sociedad^{78, 79, 80, 81}. No obstante, las plantaciones son mayoritaria y generalmente gestionadas con objetivos específicos que priorizan una de las posibles producciones o servicios propios de los montes, pero ello no significa que otros usos o bienes complementarios sean posibles. Como es lógico pensar, si se tienen en cuenta un mayor número de bienes y servicios asociados a estos sistemas forestales, resulta muy plausible concluir

que se promueve consecuentemente el desarrollo o dinamización rural. Los estudios realizados en España se han centrado en el análisis específico de la provisión de productos no-maderables o servicios ecosistémicos sin valorar su cuantificación económica^{82, 83}. En otros países, como por ejemplo Chile, Brasil, India, Australia, Uruguay o México, abundan los trabajos que realizan análisis de rentabilidad incluyendo otros bienes (sistemas agroforestales) o servicios (captura de carbono), incluso subproductos de la corta (carbón vegetal).

Este *gap* temático se ha denominado **Servicios ecosistémicos** y, en el Excel que acompaña este Informe, está vinculado a 17 publicaciones. Descartando algunos servicios de provisión, se realiza el siguiente planteamiento:

2 Realizar una evaluación socioeconómica, por comarcas geoforestales afines, de aquellos bienes no-maderables y servicios generados por las masas forestales con precio de mercado susceptibles de ser considerados en nuestro país, con independencia del tipo de propiedad (i.e., montes privados, vecinales, comunales o plantaciones industriales). Este *gap* podría ser completado con el estudio de posibles fórmulas de cooperación entre la industria y la propiedad (consorcios, convenios, contratos de gestión, etc.) que fuesen beneficiosas para ambas partes.

En dicha evaluación se deberían incluir algunas de las medidas legislativas de nuestro marco jurídico, como el Real Decreto 163/2014, de 14 de marzo, *por el que se crea el registro de huella de carbono, compensación y proyectos de absorción de dióxido de carbono*, entre otros.

⁷⁶ Marey-Pérez y Rodríguez-Vicente, 2008a.

⁷⁷ Rodríguez-Vicente y Marey-Pérez 2009a.

⁷⁸ Porras, 2003a.

⁷⁹ Porras, 2003b.

⁸⁰ Porras, 2003c.

⁸¹ Prado, 2015.

⁸² Pérez-Cruzado *et al.*, 2011.

⁸³ Vega-Nieva *et al.*, 2015.

La idea que subyace a este *gap* es, en definitiva, poder ofrecer a los propietarios y/o gestores todas las alternativas posibles de gestión a considerar previamente en la toma de decisiones con respecto a su propiedad, tanto en la creación de una plantación como en el cambio parcial o total de uso de la tierra (sistemas agroforestales). Cabe resaltar que, aun considerando sólo un producto, este tipo de análisis es muy necesario por su escasa abundancia en nuestro país, ni tampoco el uso de modelos de producción más avanzados disponibles para *Eucalyptus globulus*⁸⁴ o *Eucalyptus nitens*, aunque este tipo de análisis está muy relacionado con el siguiente gap temático. Diversificar puede ser la clave que permita la diferenciación de las plantaciones de eucalipto, permitiendo solventar los serios retos que se puedan avecinar en cuanto a competitividad en el mercado de la madera. Además, valorar y cuantificar otros bienes y servicios de las plantaciones, sean tangibles o intangibles, con o sin mercado, permitirá equilibrar esa balanza descompensada y confusa entre conservación y producción forestal existente en la actualidad.

Los productos forestales no-maderables (modelos silvopastorales como en Uruguay) y los servicios ecosistémicos que generan las masas forestales (en el caso particular, las plantaciones forestales) también pueden ser producidos comercialmente y tener un nicho de mercado, tanto para la propiedad como para la comercialización y la venta^{85, 86}. Considerar parámetros ambientales, además de criterios socioeconómicos, en toda toma de decisiones relacionada con la gestión forestal ha sido reconocida y aceptada recientemente como un paradigma para el desarrollo rural⁸⁷. No obstante, este tipo de producciones o provisiones forestales adolece de un marco jurídico específico y solvente en nuestro país, así como más investigación científica, promoviendo la escasa contribución de estos bienes y servicios a la diversificación de la economía rural y, por tanto, al desarrollo rural.

El tercer grupo engloba temas relacionados con el manejo óptimo de las plantaciones forestales, de forma que toda gestión forestal técnicamente óptima permite obtener mayores beneficios directos a la propiedad y, por tanto, permite fomentar, directa e indirectamente, aspectos relacionados con el desarrollo rural. Si bien el conjunto de estas temáticas está bastante relacionado con los grupos anterior y posterior, se ha preferido singularizarlo, dados los numerosos trabajos que integraban este tipo de cuestiones particulares.

Este *gap* temático se ha llamado **Manejo óptimo** y está vinculado con 34 publicaciones recogidas en la hoja Excel que acompaña este Informe. Este *gap* temático se desarrolla de la siguiente forma:

- 3 En numerosos trabajos desarrollados en diferentes países (Brasil, Vietnam, Uruguay y Australia) se han realizado estudios que conducen a cuantificar aspectos claves en la gestión forestal de estas plantaciones, como el turno óptimo (para uno o varios productos) o la selvicultura óptima (incluyendo el número de rebrotos a tener en cuenta para cada circunstancia), así como también estudios sobre modelos de apoyo a la gestión para mejora de la viabilidad y fomento de la diversificación (e innovación) en la actividad forestal (agrupación o asociacionismo forestal, redes de contabilidad forestal y programas de extensión forestal, entre otros).

Estos estudios relacionados con la socioeconomía de la propiedad forestal son relativamente escasos en España^{88, 89}, pero no por ello la importancia de este bloque es menospreciable, dada la importancia significativa de tener un buen conocimiento y comprensión del patrón o conducta de gestión forestal del primer eslabón de la cadena monte-industria, el propietario y/o gestor forestal, como herramienta de activación socioeconómica en las áreas rurales. Esta carencia, junto al *gap* anterior, justificaría la necesidad de analizar y monitorear los modelos socioeco-

⁸⁴ Rojo-Alboreca *et al.*, 2015.

⁸⁵ Doughty, 2000.

⁸⁶ Zedínek, 2016.

⁸⁷ Rodríguez-Vicente y, Marey-Pérez, 2010.

⁸⁸ Marey, 2003.

⁸⁹ Rodríguez-Vicente, 2010.

nómicos de la propiedad forestal por comarcas geoforestales afines y, con ello, la dinamización y desarrollo de las áreas rurales.

Además de estudiar y monitorear los factores que puedan influir en la práctica forestal (véase costes de plantación, tratamientos culturales realizados y costes asociados, precio de las producciones forestales, el grado de mecanización de la actividad, el grado de asociacionismo del propietario/gestor forestal, el grado de asesoramiento técnico-profesional, etc.), en este análisis se pueden integrar aspectos como el coste de medidas de prevención contra plagas o incendios, el impacto de hipotéticos clones o plantas genéticamente mejoradas, así como aspectos relacionados con la fiscalidad forestal y el mercado de tierras forestales. Los resultados de este tipo de estudios, unidos a los de los *gaps* anteriores, ayudarían a justificar la idoneidad o no de la plantación de una determinada especie, con lo que podría tener un elevado interés, no sólo a nivel privado, sino también a nivel de política forestal a desarrollar en una determinada región o Comunidad Autónoma.

El cuarto grupo de temas se centra en la cadena de producción de la madera. Se justifica con la idea de que, a priori, una adecuada diversificación (especialización) de la oferta de productos derivados de este tipo de masas forestales, favorecería el desarrollo equilibrado de las áreas rurales, gracias a la creación de nuevos nichos de empleo y a la generación de valor añadido en la producción forestal, aumentando la complejidad de la cadena de valor del conjunto del sector forestal. De hecho, dado que el patrón que “dirigen” las plantaciones forestales es, básicamente, el marco público-político y de mercado, se deben diseñar herramientas o medidas que incentiven y aseguren legalmente un mercado para otros productos o servicios de los recursos forestales. La actividad forestal, como toda in-

versión en las tierras, está vinculada a la obtención de ingresos y, por tanto, hay que buscar otras fuentes potenciales de ingresos más allá de la madera con un determinado destino⁹⁰.

Este *gap* temático, denominado **Cadena de producción**, se apoya en 9 publicaciones (de Brasil, Australia y Chile) recogidas en el Excel que acompaña este Informe. En concreto, se articula de la siguiente forma:

- 4 A diferencia de otros países (Brasil, Chile, Argentina y Australia), la producción de madera de estas especies en España se caracteriza por su escasa diversificación en cuanto a destino final se refiere. En concreto, la producción de madera de eucalipto ha estado y está tradicionalmente orientada a la industria de la celulosa y el papel, tanto a nivel local o regional como nacional, pero también a escala internacional.

Los estudios científicos relacionados con la gestión forestal “multidisciplinar” o “multiobjetivo” de las plantaciones de estas especies, con destino diferente a la producción de fibra para la industria de celulosa o con modelos selvícolas adaptados a una gestión multiobjetivo, son claramente escasos en España. Por tanto, disponer de una adecuada base de información que permita analizar qué oferta de madera de otras dimensiones, otros productos y otros servicios, pero también qué demanda, puede generar un aliciente social o económico para determinadas regiones rurales y equilibrar la cadena monte-industria conjunta. En definitiva, es necesario contar con programas para la toma de decisiones y optimización de modelos de crecimiento tanto para madera como para producción no-maderable por comarcas geoforestales afines^{91, 92, 93, 94}: modelización multiobjetivo para la gestión de las plantaciones forestales.

⁹⁰ Deal y White SM, 2005.

⁹¹ Balteiro y Rodriguez, 2006.

⁹² Díaz-Balteiro y Romero, 2003.

⁹³ Barrio-Anta *et al.*, 2006.

⁹⁴ Pasalodos, 2010.

Es preciso señalar que este tipo de análisis, por el lado de la oferta, son muy habituales en los países citados previamente, tanto para *Eucalyptus nitens*⁹⁵ como para *Eucalyptus globulus*⁹⁶. También cabe subrayar que este gap está fuertemente relacionado con el anterior; de considerarse la oportunidad de producir madera con más de un destino en el mismo predio, o con otro destino diferente al actual, las prácticas de gestión forestal deberán integrar consecuentemente esta circunstancia, aportando o aumentando valor añadido a la práctica forestal y reduciendo la ciclicidad de un solo mercado.

Finalmente, además de los cuatro gaps temáticos anteriormente expuestos, se añade un quinto gap de carácter transversal y no fundamentado expresamente en alguna experiencia realizada en otros países. Quizá los trabajos más afines a este bloque sean los dos trabajos desarrollados en Galicia y Asturias mencionados al inicio del presente Informe. En concreto:

- 5 Sería preciso realizar un análisis global de la actividad forestal y los productos y servicios ecosistémicos⁹⁷ asociados a las plantaciones de eucalipto en España, con especial énfasis en aquellas regiones de mayor extensión y productividad para estas masas. Este análisis permitiría disponer de una contabilidad completa y real de la contribución de cada hectárea de eucalipto plantada en el desarrollo rural de la zona concreta de estudio. Aunque ya existen estudios parciales sobre, genéricamente, la cadena de madera en España⁹⁸, algunos desde el punto de vista del desarrollo rural⁹⁹, y a nivel autonómico¹⁰⁰, estos trabajos adolecen de problemas como no integrar otros servicios ecosistémicos (la captura y fijación de carbono puede ser el ejemplo más claro).

En este punto, conviene recordar que, a diferencia de las explotaciones agrícolas o ganaderas, la actividad forestal no cuenta con una red contable sistemática y continua que recoja informaciones a nivel de explotación forestal de forma similar a lo que realiza la RECAN¹⁰¹. Este tipo de datos primarios son esenciales, máxime en escenarios donde los ingresos procedentes de la venta de madera no son los únicos asociados al ámbito rural que perciben los propietarios y/o gestores de monte: es crucial conocer la contribución de la actividad forestal en el desarrollo local y, particularmente, cuantificar el beneficio económico obtenido y el volumen de empleo generado a escala local por la práctica forestal mediante redes de seguimiento económico¹⁰². Indicar que la literatura científica viene exponiendo constantemente la prioridad de estudiar, analizar y monitorear el impacto social y económico de la actividad forestal y su relación con el desarrollo rural: si se conocen los beneficios, cómo y dónde se generan se puede concretar la contribución de la gestión forestal en la comunidad local.

Los resultados de este tipo de análisis, a desarrollar por comarcas geoforestales afines, permitirían obtener conclusiones interesantes que pudieran justificar decisiones e intervenciones en el ámbito de la planificación y gobernanza forestal, así como complementar los cuatro gaps anteriores. En esta línea, resulta bastante paradójico que no se haya cuantificado la contribución de estas plantaciones a los objetivos que, como país tiene España para cumplir los acuerdos internacionales sobre mitigación de las emisiones de CO₂, máxime si se tiene en cuenta la primacía de este tipo de masas forestales en la fijación y captura de carbono atmosférico.

⁹⁵ Baier y Perramón, 2008.

⁹⁶ Vera y Bonnin, 2009.

⁹⁷ La idea de servicios ecosistémicos incluida en este documento se refiere más a su valor clasificatorio. Es decir, este concepto permite incluir diversos bienes y servicios asociados a los diferentes sistemas forestales. No se ha incluido en base a otro tipo de disquisiciones teóricas o relacionadas con el mayor o menor peso que debieran presentar unos servicios ecosistémicos frente a otros.

⁹⁸ Díaz-Balteiro (Dir.), 2008.

⁹⁹ Price Waterhouse & Coopers, 1999.

¹⁰⁰ Prada, 1991.

¹⁰¹ <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/economia/red-contable-reca/>

¹⁰² Rodríguez-Vicente y Marey-Pérez, 2008b.

En cuanto a la metodología para desarrollar este último *gap*, habría en primer lugar que analizar en detalle todas las informaciones disponibles, para después plantearse si es posible acudir a técnicas cuantitativas como el *análisis input-output* a nivel propiedad forestal, los sistemas de cuentas agroforestales o, el más utilizado, *análisis coste-beneficio*.

Por último, se menciona la escasa presencia de trabajos vinculados con el *análisis input-output* de forestaciones con eucalipto, a pesar del empleo de esta técnica para medir el impacto de plantaciones de otras especies en el desarrollo rural, tanto en zonas templadas¹⁰³ como tropicales¹⁰⁴. Vincular un análisis de esta índole con datos primarios fiables permitiría destilar conclusiones fiables sobre aspectos como el empleo, los gastos e ingresos y la repercusión de cos-

tes-beneficios fuera del área forestal analizada, además de permitir conocer la interdependencia de los distintos sectores productivos en la economía de comunidad rural.

El desglose pormenorizado de cada uno de los proyectos de investigación desarrollados previamente, por área temática de estudio, se esquematiza en el Anexo 6 del presente Informe. Dicho Anexo resume las principales características de diseño y ejecución (objetivos, prioridad, etc.) entre otros, de los posibles campos de trabajo en relación con la contribución de las plantaciones de *Eucalyptus sp.* en el marco del desarrollo rural en España.



¹⁰³ Eiser y Roberts, 2002.

¹⁰⁴ Poschen *et al.*, 2014.

7. Principales conclusiones

Conviene aclarar, en primer lugar, el carácter poliédrico que adquiere definir el concepto de desarrollo rural, más si cabe cuando se trata de analizar dinamización rural y gestión forestal de plantaciones de eucalipto. De hecho, muy pocos trabajos científicos se han seleccionado para el presente Informe cuando la revisión bibliográfica ha aunado este término (desarrollo rural) con el género *Eucalyptus*. Por el contrario, las fuentes científicas que vinculan, directa o directamente, desarrollo rural con gestión forestal, son relativamente copiosas y en continuo crecimiento.

Así, la revisión preliminar de artículos sobre socioeconomía de las plantaciones forestales arrojó menor base de trabajo (en cuanto a número de artículos) que cuando eran incluidos en la búsqueda conceptos como “soil”, “water” o “carbon”¹⁰⁵. La misma conclusión obtuvieron Malkamäki *et al.* (2018) en su estudio cuando, partiendo de más de 20.000 trabajos en distintas bases de datos, seleccionaron finalmente 96 para analizar el impacto socioeconómico de las plantaciones a escala global¹⁰⁶.

Desde el punto de vista geográfico, y según se ha mostrado en la Tabla 1, los trabajos seleccionados procedieron de 15 países, siendo Brasil el país más representado con 13 artículos (sin contar España). Conviene destacar el hecho de que apenas hay representación de este tipo de trabajos en Europa. Este hecho también acotó la base de datos de trabajo, puesto que ciertos tópicos o casuísticas analizadas difícilmente tenían encaje en la realidad actual de las plantaciones de eucalipto en España.

Concretando las temáticas más representadas, y sus parámetros de gestión asociados, los estudios que versan sobre la rentabilidad de las plantaciones forestales o su evaluación económica han sido los más abundantes, tal y como se apreciaba en las Tablas 2 y 3. A gran distancia, en cuanto a la provisión de servicios ecosistémicos, los trabajos que integran captura y fijación de carbono en sus análisis también han sido numerosos, citando la gran importancia de la gestión del eucalipto en el campo de los

sistemas agroforestales. Desde el punto de vista del mercado, se han seleccionado varios trabajos vinculados tanto al mercado de los productos como a la cadena de producción. Finalmente, un escaso grupo de trabajos científicos sobre aspectos relacionados con el propietario y/o gestor forestal (perfil social, entorno familiar, tamaño de la propiedad, incentivos, etc.) han sido revisados.

Los gaps temáticos propuestos se han centrado en toda la toma de decisiones a llevar a cabo a la hora de realizar una plantación forestal y diseñar o planificar su gestión, partiendo de la percepción que, sobre las mismas, presentan los habitantes de los núcleos rurales y los intereses o motivaciones de los propietarios y/o gestores forestales hasta la valorización de la cadena productiva. Con estos gaps se ha intentado aunar todas las posibles fortalezas /oportunidades y debilidades/amenazas de la gestión forestal sostenible de las plantaciones en el marco del desarrollo rural (ampliación de servicios ecosistémicos y de nuevos productos forestales; optimización de la gestión y generación de valor añadido y empleo; planificación y ordenación forestal; balance equilibrado entre plantaciones y otras masas forestales, etc.).

Atendiendo a las conclusiones citadas en la bibliografía consultada¹⁰⁷, se debe aprovechar la tradición agroganadera de los titulares y/o gestores forestales y su iniciación en la actividad forestal (desde décadas relativamente recientes) como forma de capitalizar tierras agrarias abandonadas y como una oportunidad para la gestión forestal profesional y sostenible en España. Las prácticas de gestión forestal desarrolladas por los propietarios y/o gestores de montes no deben ser menospreciadas, ni catalogadas como ilógicas o marginales, sino que son la expresión de estrategias concretas y específicas de “vivencia rural” dentro de un determinado contexto físico, social y económico, donde características como la ocupación primaria del propietario, su formación forestal, el grado de asociacionismo profesional, la extensión forestal, la contratación de trabajo ajeno o la ejecución con medios propios, el tamaño de la propiedad y su grado de parcelación, entre otros, son factores determinantes en toda actuación

¹⁰⁵ Griess y Jackson, 2017.

¹⁰⁶ Malkamäki *et al.*, 2018.

¹⁰⁷ Rodríguez-Vicente, 2010.

a lo largo del ciclo productivo forestal.

Además, estos estudios indican que unos ingresos forestales atractivos y unas condiciones de mercado favorables a la producción forestal (precio unitario de venta de madera y coste unitario de plantación y tratamientos selvícolas) influyen, directa e indirectamente, las prácticas de gestión de la tierra en el territorio rural, como capital activo que dinamiza la continuidad de la práctica forestal y el desarrollo rural de estas zonas. Las plantaciones forestales y, por ende, las plantaciones de eucalipto son la expresión material del modelo social y económico de los propietarios y/o gestores forestales de numerosas áreas rurales: son los cultivos agrarios que, como toda inversión en las tierras, generan y generarán ingresos en las economías familiares y en las áreas rurales. Por tanto, los ingresos y el empleo son los dos primeros factores cruciales en promover el *archi-renombrado* desarrollo rural, constituyendo una gran oportunidad para esas zonas encontrar bienes y servicios para los cuales haya o pueda haber una demanda suficientemente alta, valorando posteriormente las conexiones más complejas entre las diferentes facetas de una gestión forestal multifuncional y el bienestar socioeconómico rural.

Para ello, la investigación científica de los factores clave en la actividad y gestión de este tipo de masas forestales por regiones afines (perfil del propietario/gestor, propiedad de la tierra, socioeconomía de la actividad, estructura de mercado y entorno público-político) es la base para un diseño, planificación e implementación óptima de toda acción pública (política) en materia de desarrollo rural y gestión forestal. Junto con la necesidad de proyectos de investigación de esta índole surgirá, consecuentemente, la necesidad de contribuir con estudios comparativos y experiencias intra- e inter regionales (comarcas, países): ¿qué clase de bienes y servicios se estudiaron en cada proyecto?, ¿qué tipo de condiciones socioeconómicas fueron más importantes para estimular (o no) el crecimiento o mejora de ingresos y de empleabilidad?, ¿cuál es la interrelación o combinación de la actividad monte-industria con otros sectores económicos a la hora de contribuir al desarrollo rural?

En definitiva, los proyectos, programas o políticas públicas de desarrollo rural, en cuanto a actividad forestal

se refiere, deben recoger fielmente y madurar la variedad de prácticas de gestión forestal existentes en la región concreta de trabajo antes de asumir que el modelo de gestión desarrollado por un sector concreto o por la propia Administración pública es la única forma racional de gestión. De esa forma, las medidas públicas adoptadas representarán mejor la casuística existente en cada territorio, incentivando la gestión forestal sostenible al amparo del desarrollo rural, facilitando la introducción de innovaciones, la resiliencia de las poblaciones rurales y la menor marginalización de la actividad forestal.

Y, en este punto, hay que recalcar que las actuales demandas hacia los recursos forestales versan, en una fracción nada despreciable, en los requerimientos de una población urbana no-gestora del territorio frente a las necesidades de la población rural gestora del territorio, diseñándose erróneamente *montes a la carta*. Si la gestión forestal y, particularmente, la gestión de las plantaciones forestales quiere ser posicionada en el desarrollo rural, aquellos que son los verdaderos gestores y productores deben ser involucrados ciertamente en la planificación u ordenación forestal, segregándose de aquellos que constituyen el mercado (ecologistas, urbanitas, políticos, etc.): apartar el enfoque *top-down* en materia de desarrollo rural y empoderar y estimular un modelo *bottom-up*.

Conocidos los cimientos sobre la que se inicia y continua la actividad forestal y sus múltiples actividades paralelas o complementarias en una región (¿los montes y las plantaciones forestales producen lo que la población demanda? ¿los propietarios y/o gestores forestales pueden aportar o cumplir dichas demandas?), la contribución de la actividad forestal en la socioeconomía de numerosas áreas rurales, aún siendo complementaria a la principal fuente de ingreso de las unidades familiares, podrá ser más competitiva y podrá abarcar nuevos campos no recogidos actualmente en los actuales modelos de gestión forestal realizados por la propiedad (productos no-maderables y servicios de provisión). Una oportunidad indiscutible, tanto en planificación como en gestión forestal, así como en planificación territorial y desarrollo rural, es integrar bosques, montes y plantaciones, con un enfoque integral y no aislado y, por supuesto, no sesgado.

8. Referencias bibliográficas

- Aggarwal A, 2014. How sustainable are forestry clean development mechanism projects? A review of the selected projects from India. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 19, 73-91.
- Álvarez-Díaz M, González-Gómez M, Otero-Giráldez MS, 2015. Analyzing the effects of salvage on timber price in a reforested region with plantations in the Iberian Peninsula. *Austrian Journal of Forest Science* 132 (1), 47-60.
- Andersson K, Lawrence D, Zavaleta J, Guariguata MR, 2016. More trees, more poverty? The socioeconomic effects of tree plantations in Chile, 2001-2011. *Environmental Management* 57, 123-136.
- Arroja L, Dias AC, Capela I, 2006. The role of *Eucalyptus globulus* forest and Products in carbon sequestration. *Climate Change* 74, 123-140.
- Baier JCV, Perramón JAC, 2008. *Eucalyptus nitens en Chile: desarrollando silvicultura de alto valor*. Informe técnico 175. Valdivia: Instituto Forestal de Chile (INFOR). 107 p.
- Balteiro L, Rodriguez LCE, 2006. Optimal rotations on *Eucalyptus* plantations including carbon sequestration. A comparison of results in Brazil and Spain. *Forest Ecology and Management* 229, 247-258.
- Balteiro L, Bertomeu M, Bertomeu M, 2009. Optimal harvest scheduling in *Eucalyptus* plantations. A case study in Galicia (Spain). *Forest Policy and Economics* 11, 548-554.
- Baral H, Guariguata MR, Keenan RJ, 2016. A proposed framework for assessing ecosystem goods and services from planted forests. *Ecosystem Services* 22, 260-268.
- Barrio-Anta M, Balboa-Murias MA, Castedo-Dorado F, Diéguez-Aranda U, Álvarez-González JG, 2006. An ecoregional model for estimating volume, biomass and carbon pools in maritime pine stands in Galicia (north-western Spain). *Forest Ecology and Management* 223, 24-34.
- Belavenutti P, Romero C, Diaz-Balteiro L, 2018. A critical survey on optimization methods in industrial forest plantations management. *Scientia Agricola* 75, 239-245.
- Benard G, Olsson B, Egnell G, Sitoé A, Karlturn E, 2018. Plantations of *Pinus* and *Eucalyptus* replacing degraded mountain miombo woodlands in Mozambique significantly increase carbon sequestration. *Global Ecology and Conservation* 14.
- Borges JG, Borges GC, 2007. *Impactos socioeconómicos da expansão do eucalipto*. En: Monteiro A, Santos J, Neves JM (Eds.): *O Eucalipto em Portugal. Impactos ambientais e investigação científica*, pp. 315-326. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa.
- Borges J, Diaz-Balteiro L, McDill ME, Estraviz LC, 2014. *The management of industrial forest plantations. Theoretical foundations and applications*. Dordrecht: Springer Netherlands. 543 p.
- Carámbula M, Piñeiro D, 2006. La forestación en Uruguay: cambio demográfico y empleo en tres localidades. *Agrociencia X* (2), 63-73.
- Carpineti LA, Dalla-Tea F, Glade JE, Marco MA (Eds.), 1995. *Manual para productores de eucaliptos de la Mesopotamia Argentina*. Entre Ríos: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. 162 p.
- Carrere R, Lohmann L, 1996. *Pulping the South. Industrial tree plantations in the world paper economy*. Londres: Zed Books Ltd. 288 p.
- Coppen JJW, 2002. *Eucalyptus. The Genus Eucalyptus*. Londres: Taylor & Francis. 464 p.
- Cossalter C, Pye-Smith C, 2003. *Fast-wood forestry. Myths and realities*. Center for International Forestry Research- CIFOR. Jakarta. 50 p.
- Cramer VA, Hobbs RJ, 2007. *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, Washington. 334 p.
- Crowley T, Ni Dhubhain A, Moloney R, 2001. The economic impact of forestry in the Ballyvourney area of County Cork, Ireland. *Forest Policy and Economics* 3, 31-43.
- Cubbage F, Mac Donagh P, Balmelli G. et al., 2014. Global timber investments and trends, 2005-2011. *New Zealand Journal of Forestry Science* 44(1), S7.

- Deal RL, White SM, 2005. *Understanding key issues of sustainable wood production in the Pacific Northwest*. General Technical Report PNW-GTR-626. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland. 67 p.
- Díaz-Balteiro L, Romero C, 2003. Forest management optimisation models when carbon captured is considered: a goal programming approach. *Forest Ecology and Management* 174, 447-457
- Díaz-Balteiro L. (Dir.), 2008. *Caracterización de la industria forestal en España. Aspectos económicos y ambientales*. Bilbao: Fundación BBVA. 413 p.
- Díaz-Balteiro L, García de Jalón S, 2017. Certifying forests to achieve sustainability in industrial plantations: opinions of stakeholders in Spain. *Forests* 8, 502.
- Doughty RW, 2000. *The Eucalyptus. A natural and commercial history of the gum tree*. Baltimore: The Johns Hopkins University Press. 237 p.
- Du H, Zeng F, Peng W, Wang K, Zhang H, Liu L, Song T, 2015. Carbon Storage in a Eucalyptus plantation chrono-sequence in Southern China. *Forests* 6 (6), 1763-1778.
- Elands BHM, Wiersum KF, 2001. Forestry and rural development in Europe: an exploration of socio-political discourses. *Forest Policy and Economics* 3, 5-16.
- Eiser D, Roberts D, 2002. The employment and output effects of changing patterns of afforestation in Scotland. *Journal of Agricultural Economics* 53, 65-81.
- EUROSTAT, 2011. *Forestry in the EU and the world 2011 edition A statistical portrait*. The Statistical Office of The European Union (EUROSTAT), Comisión Europea. Luxemburgo. 116 p.
- Falcão A, Borges JG, 2002. Combining random and systematic search heuristic procedures for solving spatially constrained forest management scheduling models. *Forest Science* 48, 608-621.
- FAO, 2010. *Global Forest Resources Assessment-Main report*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Roma. 378 p.
- Fernández A, 1982. *Evaluación del crecimiento y productividad del monte bajo de E. globulus en rotaciones sucesivas*. Centro de Investigaciones Forestales de Lourizán. Pontevedra. Inédito.
- Fernández A, 1985. *Efecto del espaciamiento inicial en la producción de E. globulus*. Departamento Forestal de Lourizán. Pontevedra.
- Fernández A, 1994. *Modelos de predicción de evolución de la productividad en los turnos sucesivos de eucalipto tratado a monte bajo*. Publicación Interna Centro de Investigación Forestal de Lourizán. Pontevedra.
- García O, Ruiz F, 2003. A growth model for eucalypt in Galicia, Spain. *Forest Ecology and Management* 173 (1-3), 49-62.
- Gerber GF, 2011. Conflicts over industrial tree plantations in the South: who, how and why? *Global Environmental Change* 21, 165-176.
- González-García S, Berg S, Moreira MT, Feijoó G, 2009. Evaluation of forest operations in Spanish eucalypt plantations under a life cycle assessment perspective. *Scandinavian Journal of Forest Research* 24, 160-172.
- González-Río F, Castellanos A, Fernández O, Gómez C, 1997. *Manual técnico de selvicultura del eucalipto. Proyecto Agrobyte*. Lugo: Escuela Politécnica Superior de Lugo, Universidade de Santiago de Compostela. 57 p.
- Green GP, Zunda JA, 2013. *Rural development policy*. En: Green GP (Ed.): *Handbook of rural development*, pp. 3-20. Cheltenham, United Kingdom and Northhampton, Massachusetts: Edward Elgar Publishing.
- Green T, 2000. *Ecological and socio-economic impacts of close-to-nature forestry and plantation forestry: a comparative analysis*. Proceedings of the Scientific Seminar of the 7th Annual EFI Conference, Lisboa. EFI Proceeding no 37. European Forest Institute (EFI). 86 p.
- Griess V, Jackson, DJ, 2017. Plantation forests- a review of recent developments. *CAB Reviews* 12, 1-5.
- Hidayat H, 2018. *Sustainable plantation forestry. Problems, challenges and solutions*. Singapur: Springer Nature Singapore Pte Ltd. 315 p.

- IBÁ, 2018. *Relatório 2017*. Indústria Brasileira de Árvores (IBÁ), San Paulo. 33 p.
- MacDonald D, Crabtree JR, Wiesinger G, Dax T, Stamou N, Fleury P, Lazpita JG, Gibon A, 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management* 59, 47-69.
- Malkamäki A, D'Amato D, Hogarth NJ, Kanninen M, Pirard R, Toppinen A, Zhou W, 2018. A systematic review of the socio-economic impacts of large-scale tree plantations, worldwide. *Global Environmental Change* 53, 90-103.
- Marey MF, 2003. *Tenencia de la tierra en Galicia: modelo para la caracterización de los propietarios forestales*. Tesis doctoral. Escola Politécnica Superior de Lugo, Universidade de Santiago de Compostela, Lugo. 930 p.
- Marey-Pérez MF, Rodríguez-Vicente V, Crecente-Maseda R, 2006. Using GIS to measure changes in the temporal and spatial dynamics of forestland: experiences from north-west Spain. *Forestry* 79, 409-423.
- Marey-Pérez MF, Rodríguez-Vicente V, 2008. Forest transition in Northern Spain: local responses on large scale programmes of field afforestation. *Land Use Policy* 26, 139-156.
- Merino A, Balboa MA, Soalleiro R, González JG, 2005. Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. *Forest Ecology and Management* 207, 325-339.
- McCullough RB, 1999. Four common myths about plantation forestry. *New Forests* 17, 111-118.
- MITERD, 2020. I. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), Gobierno de España. 104 p.
- Niskanen A, 2000. *Forest plantations in the South: environmental-economic evaluation*. En: Palo M, Vanhanen H (Eds.): *World forests from deforestation to transition?* pp. 83-98. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- Niskanen A, Lin C, 2001. Regional similarities of forest resources and socio-economic structures in the EU member states. *Forest Policy and Economics* 3, 55-67.
- Nobre RS, Rodriguez LCE, 2001. Um método para composição e avaliação econômica de regimes de talhada sim-ples (a method for the creation and economic evaluation of coppice regimes). *Scientia Forestalis* 60, 29-44.
- Pasalodos M, 2010. *Optimising forest stand management in Galicia, northwestern Spain*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias y Selvicultura, Universidad de Finlandia del Este. Joensuu. 53 p.
- Passicot P, Murphy GE, 2013. Effect of work schedule design on productivity of mechanised harvesting operations in Chile. *New Zealand Journal of Forestry Science* 43 (2).
- Pérez-Cruzado C, Merino A, Rodríguez-Soalleiro R, 2011. A management tool for estimating bioenergy production and carbon sequestration in *Eucalyptus globulus* and *Eucalyptus nitens* grown as short rotation woody crops in north-west Spain. *Biomass and Bioenergy* 35 (7), 2839-2851.
- Picos J (coord.), 2018. *La cadena forestal- madera de Galicia 2017*. Santiago de Compostela: Axencia Galega da Industria Forestal, Xunta de Galicia. 55 p.
- Picos J, 2020. *La gestión forestal como herramienta para superar el reto demográfico*. En: *Reto demográfico y territorios de montaña*. Jornadas de esMontañas-Asociación Española de Municipios de Montaña, 16 de marzo de 2020. Madrid.
- Porras NC, 2003a. *El sector forestal onubense: I. Funciones protectoras y recreativas*. Huelva. Diputación Provincial de Huelva. 284 p.
- Porras NC, 2003b. *El sector forestal onubense: II. Los aprovechamientos primarios*. Huelva. Diputación Provincial de Huelva. 297 p.
- Porras NC, 2003c. *El sector forestal onubense: III. Transformación y comercialización de los productos forestales*. Huelva. Diputación Provincial de Huelva. 288 p.
- Poschen P, Sievers M, Abtew AA, 2014. *Creating rural employment and generating income in forest-based value chains*. En: Pretzsch J, Dar, D, Ubrig H, Auch E (Eds.): *Forests and Rural Development*, pp. 145-166. Springer-Verlag, Berlin.
- Prada A, 1991. *Montes e industria: o circuito da madeira en Galicia*. Vigo: Fundación Caixa Galicia. 306 p.

- Prado JA, 2015. *Plantaciones forestales. Más allá de los árboles*. Santiago de Chile: Colegio de Ingenieros Forestales. 166 p.
- Pretzsch J, Darr D, Ubrig H, Auch D, 2014. *Forests and rural development*. Berlín: Springer-Verlag Berlin and Heidelberg GmbH & Co. K. 393 p.
- Price Waterhouse & Coopers, 1999. *Evaluación del sector forestal en el desarrollo rural*. Madrid. 312 p.
- Riesco G, 2004. *Forest management in Eucalyptus stands: the Spanish case*. En: Proceeding of the International IUFRO 4.04.06. meeting. The economics and management of high productivity plantations. Lugo. 9 p.
- Robak E, Aboal J, Picos J, 2012. Sustainable forest management in Galicia (Spain): lessons learned. *Forestry Chronicle* 84, 530-533.
- Rodríguez-Vicente V, 2010. *Modelling non-industrial private forest management in Galicia: a new approach for forest research*. Tesis doctoral. Escola Politécnica Superior de Lugo, Universidade de Santiago de Compostela, Lugo. 163 p.
- Rodríguez-Vicente V, Marey-Pérez MF, 2008a. Assessing the role of the family unit in individual private forestry in northern Spain. *Scandinavian Journal of Forest Research* 23, 53-77.
- Rodríguez-Vicente V, Marey-Pérez MF, 2008b. *Sistemas de apoio á propiedade privada forestal e a súa aplicación en Galicia*. Revista Galega de Economía 17 (1), 111-130.
- Rodríguez-Vicente V, Marey-Pérez MF, 2009a. Characterization of nonindustrial private forest owners and their influence on forest management aims and practices in Northern Spain. *Small-scale Forestry* 8, 479-513.
- Rodríguez-Vicente V, Marey-Pérez MF, 2009b. Land-use and land-base patterns in non-industrial private forests: factors affecting forest management in Northern Spain. *Forest Policy and Economics* 11, 475-490.
- Rodríguez-Vicente V, Marey-Pérez MF, 2010. Analysis of individual private forestry in northern Spain according to economic factors related to management. *Journal of Forest Economics* 16, 269-295.
- Rojo-Alboreca A, García-Villabril JD, Pérez-Rodríguez F, 2015. EucaTool®, a cloud computing application for estimating the growth and production of *Eucalyptus globulus Labill* plantations in Galicia (NW Spain). *Forest Systems* 24 (3), 1-4.
- Salas C, Donoso PJ, Vargas R, Arriagada CA, Pedraza R, Soto DP, 2016. The forest sector in Chile: an overview and current challenges. *Journal of Forestry* 114 (5), 562-571.
- Saraiva AB, Valle RAB, Bosque Jr AES, Berglin N, Schenck AV, 2017. Provision of pulpwood and short rotation eucalyptus in Bahia, Brazil- Environmental impacts based on lifecycle assessment methodology. *Biomass and Bioenergy* 105, 41-50.
- Sgroi F, Di Trapani AM, Foderà M, Testa R, Tudisca S, 2015. Economic assessment of *Eucalyptus* (spp.) for biomass production as alternative crop in Southern Italy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 44, 614-619.
- Silva LN, Freer-Smith P, Madsen P, 2019. Production, restoration, mitigation: A new generation of plantations. *New Forests* 50, 153-168.
- Soto MA, 2013. *Aproximación al origen y naturaleza de la conflictividad de las plantaciones de eucalipto (*Eucalyptus* spp.) en España*. En: Actas del 6º Congreso Forestal Español, pp. 1-12. Vitoria-Gasteiz: Sociedad Española de Ciencias Forestales.
- Tomasz A, Nybakk E, 2012. Rural development and forest owner innovativeness in a country in transition: qualitative and quantitative insights from tourism in Poland. *Forest Policy and Economics* 15, 3-11.
- Vázquez J., Palacios G R, Pañeda C, Blanco J, 1998. *La contribución del cultivo del eucalipto al desarrollo de las áreas rurales*. Navia: Celulosas de Asturias. 226 p.
- Vega-Nieva DJ, Enrique Valero E, Picos J, Jiménez E, 2015. Modelling the above and belowground biomass of planted and coppiced *Eucalyptus globulus* stands in NW Spain. *Annals of Forest Science* 72, 967-980.
- Veiras X, Soto MA, 2011. *Una visión común para la solución de la conflictividad de las plantaciones de eucalipto en España (y Portugal)*. Campaña de Bosques y Clima de Greenpeace España. Greenpeace España. Madrid. 98 p.

- Vera L, Bonnin I, 2009. *Cadena de eucalipto de Entre Ríos*. Documento de Trabajo INTA EEA Concordia 10/2009. Concordia: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Estación Experimental Agropecuaria (EEA). 16 p.
- Vihervaara P, Marjokorpi A, Kumpula A, Walls M, Kamppinen M, 2012. Ecosystem services of fast-growing tree plantations: a case study on integrating social valuations with land-use changes in Uruguay. *Forest Policy and Economics* 14, 58-68.
- Weber N, 2000. *NEWFOR- New forests for Europe: afforestation at the turn of the century*. Proceedings of the Scientific Symposium, Freiburg. EFI proceedings no 35. European Forest Institute (EFI). 248 p.
- Wei RP, Xu D, 2003. *Eucalyptus plantations. Research, management and development*. Singapur: World Scientific Publishing Co Pte Ltd. 418 p.
- Williams KJH, Schirmer J, 2012. Understanding the relationship between social change and its impacts: the experience of rural land use change in south-eastern Australia. *Journal of Rural Studies* 28, 538-548.
- Zedínek T, 2016. *Environmental analyses of Eucalyptus globulus trees in Galicia*. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias Medioambientales, Universidad Checa de Ciencias Sociales, Praga. 119 p.

12 |

Principales conclusiones

1. El cultivo del eucalipto constituye un recurso capaz de proveer bioproductos y un impulso a la economía rural claves dependiendo su oportunidad del contexto y su gestión

Los resultados obtenidos no permiten concluir ninguna amenaza intrínseca y relevante ni para el suelo, ni los recursos hídricos, ni para la biodiversidad o un aumento del riesgo de incendios. Tampoco existen evidencias de un efecto negativo, más bien al contrario, en lo que respecta al desarrollo rural si bien en este ámbito es donde la información resulta claramente insuficiente. Los aspectos potencialmente negativos en suelos, aguas, biodiversidad e incendios dependen fundamentalmente de la forma en que se gestionen los eucaliptales y de la escala de su presencia pudiendo generar efectos positivos o negativos con independencia que existan otras alternativas que se caractericen por un mejor cumplimiento de un parámetro concreto.

Existen una serie de recomendaciones en las que coinciden al menos una o varias áreas temáticas como:

- La diversificación de la gestión de los eucaliptales incorporando modelos silvo-pastorales, estructuras de monte medio (resalvos), selección de rebrotes¹⁵, claras, alargamiento de turnos¹⁶, estrato de servicio¹⁷, etc. y su combinación y su integración en las escalas operativa e intermedia de planifica-

ción forestal (Instrumentos de Ordenación Forestal y PORF).

- El ajuste de los modelos de gestión de acuerdo con la calidad de la estación adaptando en estaciones de menor calidad formas de gestión más prudentes (mayores turnos y densidades, fertilización o siembra leguminosas, monte medio, silvo-pastorales) o incluso la elección de otra especie principal y, por el contrario, intensificando la gestión en las mejores estaciones.
- La diversificación de las producciones reforzando la resiliencia económica y su complementariedad.

Se propone para ello elaborar modelos de gestión diferenciados siguiendo el ejemplo de ORGEST¹⁸ elaborado en Catalunya en aplicación del artículo 32.4 de la Ley 43/2003 de Montes. Ello comporta además la ventaja de que una vez aprobadas se reduce considerablemente el margen de subjetividad en su aplicación. Entre los factores de diferenciación estacional se identifican la calidad de la estación y la pendiente además de modelos de menor cobertura y de masas cerradas.

De todos los parámetros de gestión el que suscita mayor grado de coincidencia entre los ámbitos temáticos es el alargamiento de turnos muy vinculado a las densidades y método de beneficio. Especialmente la incorporación del *E. nitens*, poco adaptado a la reproducción

¹⁵ Como se indica en el Capítulo 7 (Recursos hídricos) en el apartado sobre transpiración (pg. 43).

¹⁶ Vid capítulo 9 (Biodiversidad) respecto a la mejora de indicadores con el aumento de los turnos o la presencia de eucaliptos grandes aislados (pg. 21).

¹⁷ La composición del estrato de servicio resulta clave siendo preferibles especies caducifolias a perennifolias debido a su menor intercepción invernal y, en todo caso, especies menos consumidoras evitando especies invasoras como las acacias.

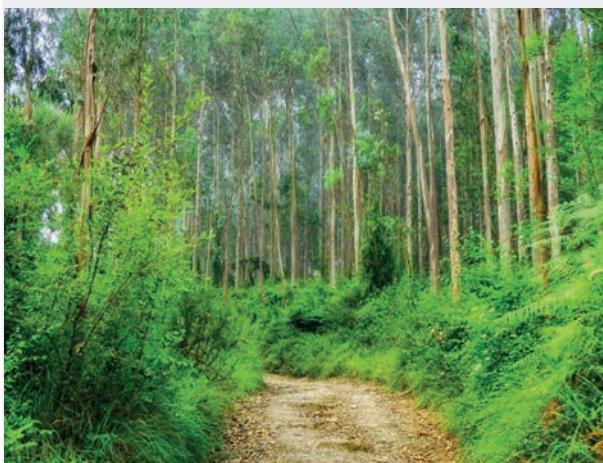
¹⁸ http://cpf.gencat.cat/es/cpf_03_líneas_actuació/cpf_transferència_coneixement/cpf_orientacions_gestió_forestal_sostenible_catalunya/

vegetativa y con importantes costes de establecimiento tras cada corta, se recomienda considerar, al menos en los terrenos de menor calidad, turnos más elevados. Ello contribuirá a aumentar los stocks de carbono en bosque, disponer de un estrato de servicio más diversificado, que unido a otras medidas de selvicultura podría ser mejorador del suelo y reducir la carga de combustible, diversificar la producción y mejorar el rendimiento de la madera para pasta de celulosa, mejorar la calidad del paisaje y reducir la extracción de nutrientes. Aunque pueda haber cierta prevención por la potencial reducción de la producción cabe señalar que las conversiones de monte bajo a monte alto en otras especies, como las quercíneas, no han supuesto una reducción, antes, al contrario, de los crecimientos medios, si bien en el caso del eucalipto globulus, con un modelo mixto, debe contrastarse con la correspondiente experimentación.

Obviamente, el minifundio imperante supone una fuerte restricción para alguna de estas propuestas de diversificación, tanto de modelos silvo-pastorales como de alargamiento de turnos. En todo caso, debe compararse el cultivo del eucalipto siempre con alternativas plausibles en las zonas donde se puede cultivar esta especie y sus usos del suelo recientes y actuales, pero no otras alternativas inviables (robledales) en las condiciones actuales de estructura de la propiedad.

Foto 1

Bosque de ribera y eucaliptos



¹⁹ Domingo et al. 2019.

²⁰ Picos J. 2020. La gestión forestal como herramienta para superar el reto demográfico. En: Reto demográfico y territorios de montaña. Jornadas de esMontañas-Asociación Española de Municipios de Montaña, 16 de marzo de 2020.

2. Contextualizar el cultivo del eucalipto tanto en relación a la génesis de muchas plantaciones como a sus posibles efectos para abordarlos objetivamente

En las pasadas décadas se ha utilizado esta especie para poner en valor terrenos degradados y de baja productividad sin aplicarse en muchos casos las mejores prácticas disponibles. Prueba de ello es la modesta productividad actual realizada ($12 \text{ m}^3/\text{ha/a}$ de media en *E. globulus*). Igualmente resulta clave contrastar los potenciales efectos negativos identificados con las condiciones de las zonas de cultivo. En el caso del consumo de agua cabe recordar la baja intercepción es esta especie, el óptimo aprovechamiento del agua en relación a su crecimiento y la alta capacidad de aprovechar la precipitación horizontal comportan que en un balance general no exista una desventaja comparativa evidente entre el eucalipto, los pinares o el bosque de frondosas caducifolias del NW ibérico. Además, debe recordarse que en las cuencas donde se planta *E. globulus* no existen déficits hídricos.

3. Los problemas constatados a veces contradictorios no son consecuencia de la especie o de su cultivo, sino que responden a causas mucho más complejas

La pretendida relación causa-efecto entre el cultivo del eucalipto y ciertos efectos negativos carecen en muchos casos de relación causa-efecto, sino que tienen diferentes orígenes, generalmente anteriores en el tiempo.

Entre los numerosos ejemplos de ello citaríamos la pobre calidad del suelo puede proceder de una degradación histórica de los suelos disponibles para su cultivo¹⁹ y no necesariamente de su cultivo. En el ámbito de desarrollo rural, es cierto que un alto porcentaje de la renta de un municipio procedente de la madera indica una contribución estratégica de sus plantaciones al mantenimiento de la población, pero esta renta no es capaz de revertir por sí misma el problema de la despoblación²⁰.

Si bien el género eucalipto presenta una elevada combustibilidad de su corteza y hojas (*E. globulus*) y riesgo de propagación del fuego a través de pavesas, la realidad es que aun siendo el NW ibérico una zona en la que se producen muchos incendios por razones culturales, se puede constatar una clara menor afección del fuego en las zonas donde más consolidado está su cultivo concentrándose su afección a eucaliptales abandonados, especialmente en zonas de interfaz urbano-forestal²¹. Ante esta aparente contradicción, hay un amplio consenso científico entorno a la idea de que la gestión forestal tiene una influencia mucho mayor en el riesgo de incendio que las especies presentes en el territorio. Por ello resulta necesario abordar con objetividad científica este tipo de aparentes contradicciones.

4. Se requieren estrategias para diversificar el cultivo del eucalipto en las diferentes escalas territoriales que permita mejorar su performance ambiental

Los problemas identificados, especialmente en relación con los incendios o biodiversidad, pero también recursos hídricos aparecen cuando el eucalipto ocupa amplios territorios sin solución de continuidad. No obstante, el minifundio predominante genera una disruptión frecuente de esta potencial monotonía que encaja mal en buena parte de la bibliografía procedente de otros países donde predominan las plantaciones puramente industriales. Las recomendaciones recogidas en el apartado anterior deben aplicarse a las diferentes escalas de rodal, (finca), parroquia y paisaje/comarca. Se hace necesario disponer de zonas con poca vegetación tanto como puntos estratégicos de gestión²² de cara a incendios donde se pueda actuar de forma contundente para evitar su propagación como para preservar la biodiversidad especializada en espacios abiertos o de ecotono. Precisamente las estructuras silvo-pastorales optimizan la frecuencia de ecotonos.

5. Debe prestarse una atención mucho mayor a la contribución de su cultivo al desarrollo rural y especialmente a la fijación de empleo para alinear políticas que lo refuercen

La información disponible no permite extraer conclusiones suficientemente solventes sobre cómo y en qué grado contribuye el cultivo del eucalipto al desarrollo y empleo rural y a frenar la despoblación. No obstante, de la información disponible se desprende que genera 1 puesto de trabajo/28,5 ha²³ de eucaliptal o que los 300.000 selvicultores de eucalipto reciben un 3,6% de sus ingresos de media procedente de las ventas de madera de este género. Resulta en todo caso incuestionable su efecto en el conjunto de la economía donde están radicado su cultivo y caracterizado por problemas graves de desindustrialización, diversificación, envejecimiento y despoblación en paralelo al abandono de la agricultura y ganadería extensiva siendo necesario disponer de más evidencias sobre como su indudable potencial productivo puede contribuir de forma óptima a activar (*unlock*) todo su potencial en este ámbito.

6. Movilizar el potencial latente no es solo una cuestión técnica sino sobre todo de arquitectura social e innovación

Sin duda esa activación depende de dos factores fundamentales como son la innovación a lo largo de la cadena de valor para diversificarla y generar un mayor valor añadido y de cómo se estructura la propiedad forestal para superar las restricciones del minifundio. En concreto, en Galicia como principal CC.AA. productora (80% de las cortas de eucalipto de España), la parcela forestal media tiene 0,26 ha y cada propietario un total de 1,7 ha y 6,5 parcelas.

²¹ Vid Capítulo 8 (incendios), apartado 7.5 página 28.

²² Quílez, R. (2015): Prevención de Megaincendios Forestales mediante el diseño de Planes de Operaciones de Extinción: Basados en Nodos de Propagación. Tesis doctoral, Universidad de León.

²³ COSE/ASPAPEL (2019), pg. 10.

7. Pese a su extensión territorial e importancia socioeconómica el cultivo del eucalipto es aún una realidad muy desconocida requiriendo de una inversión perseverante en comunicación

La falta de referencias culturales forestales en buena parte de las comarcas donde se ha venido estableciendo el eucalipto, la vertiginosa dinámica de cambio en el uso del suelo acaecida y el profundo proceso de urbanización ha dificultado la interiorización de la población de este nuevo elemento territorial y económico que suponen los eucaliptales. Se hace por tanto prioritario diseñar e implementar una estrategia integral y ambiciosa de comunicación que sepa comunicar las aportaciones del cultivo del eucalipto, potenciéndolo en valor y clarificando tópicos infundados.

8. Es necesario cubrir las lagunas de conocimiento prioritarias para optimizar su cultivo

Se han identificado lagunas de conocimiento claves de conocimiento que impiden llegar a conclusiones seguras y precisas y que por tanto resulta perentorio abordarlas en los próximos años y así ajustar mejor las conclusiones de este proyecto. Las principales lagunas de conocimiento observadas son:

- **Cuestiones transversales:** Clarificar relaciones causa-efecto donde exista mayor confusión al respecto.
- **Suelos:** Analizar el estado nutricional relacionado con la calidad de estación y la gestión e intensidades de gestión; contribución a la recuperación de suelos degradados y fijación de carbono en el suelo.
- **Recursos hídricos:** Implementar estudios eco-hidrológicos adaptados al eucaliptal en condiciones ibéricas.
- **Incendios:** Modelizar las características de los combustibles forestales en eucaliptales, distribución espacial de los combustibles más allá de las escalas de rodal o monte (paisaje), predecir el comportamiento del fuego, su selectividad, regeneración de plantaciones o los tratamientos preventivos más indicados.

• **Biodiversidad:** Desarrollo de metodologías para comparar las alternativas de uso del suelo (cultivos agrícolas, pastizales, plantaciones) y apoyar la mejor toma de decisiones; sistemas de evaluación de los efectos sobre la biodiversidad más ajustados (ponderación de los factores por su intensidad y relevancia); limitación de escalas insuficientes en la mayor parte de la investigación publicada; optimización de selvicultura y ordenación espacial para la recuperación de la biodiversidad en eucaliptales.

• **Desarrollo rural:** Disponer de la suficiente información y análisis posterior para poder extraer conclusiones sobre como contribuye hoy y las medidas para optimizar la performance social de los eucaliptales.

Se presentan en el capítulo siguiente las propuestas de posibles proyectos que permitan cubrir las lagunas de conocimiento identificadas.

13

Prioridades para futuros proyectos de investigación

Las principales propuestas de proyectos de investigación se encuentran en los capítulos temáticos respectivos (6-10) y dentro de ellos en el subcapítulo 6. Seguidamente se recogen las necesidades identificadas más estratégicas. En muchos casos no se requiere el costoso en tiempo y recursos desarrollo y testeo de las correspondientes metodologías sino aplicar proyectos similares de otras regiones con el objetivo de contrastar sus resultados a las condiciones ibéricas.

Cuestiones transversales

Los favorables resultados obtenidos por la repoblación forestal mixta respecto a repoblaciones realizadas solo con frondosas nativas en la cadena montañosa atlántica de Brasil²⁴ tanto en cuanto a crecimientos de las especies nativas como de calidad del suelo y carbono secuestrado deben contrastarse en las condiciones ibéricas.

La cuestión del efecto del *Eucalyptus* sobre otras plantas u organismos del suelo por alelopatías ha sido debatido con frecuencia desde la perspectiva de hipótesis de trabajo.

No obstante, no existen las suficientes investigaciones solventes que permitan acreditar la existencia de un efecto relevante y diferencial al del pino, el alcornoque u otras muchas especies autóctonas como p.e. la adelfa y poder así extraer conclusiones mínimamente contrastadas dado el gran número de especies y efectos potenciales así como los efectos de la gestión aplicada.

Adicionalmente, dado que la mayoría de las investigaciones realizadas sobre alelopatía del eucalipto se han realizado en laboratorio con malas hierbas y cultivos como receptores, que no reflejan correctamente los ecosistemas naturales, será necesario llevar a cabo desarrollos experimentales sobre terrenos que cuantifiquen los efectos en situaciones reales y su evolución en el tiempo de acuerdo a la incidencia particular de los agentes bióticos y abióticos.

Suelos

La prioridad de la investigación en esta área está relacionada con el estado nutricional y su vinculación con la calidad de estación y la gestión incluyendo su nivel de intensidad, contribución a la recuperación de suelos degradados y fijación de carbono en el suelo.

Aguas

La prioridad de investigación se centra en superar la ausencia de estudios eco-hidrológicos adaptados al eucaliptal en condiciones ibéricas mediante la identificar modelos eco-hidrológicos integradores de la producción primaria obtenidos mediante una red de parcelas permanentes.

Incendios

Las prioridades de investigación se centran en los tratamientos selvícolas más indicados para reducir el riesgo de incendios, la mejora de la evaluación del peligro los combustibles forestales en plantaciones y la evaluación de la combustibilidad y severidad del fuego en comparación con otras formaciones forestales.

Biodiversidad

Las prioridades de investigación se centran en:

- Ponderar los efectos sobre la biodiversidad por su relevancia e intensidad.
- Disponer de metodologías que permitan estimar los efectos de la biodiversidad en el caso de repoblación de espacios abiertos o de matorral altamente inflamable (*Ulex*).
- Ampliar las escalas de estudio de rodal a paisaje para poder obtener resultados aplicables en la planificación espacial.
- Optimizar la selvicultura y ordenación espacial para la recuperación de la biodiversidad en eucaliptales.

²⁴ Brancalion *et al.* (2019).

Desarrollo rural

Se proponen 5 proyectos estratégicos en esta área destacando por su relevancia los siguientes:

- Contribución del eucalipto al desarrollo rural en Galicia analizando la aportación del cultivo de eucalipto a los diferentes parámetros (empleo, mantenimiento población, nivel de renta, etc.) y las posibles políticas que potencien su efecto.
- Seguimiento de la percepción social sobre el cultivo el eucalipto como premisa para una comunicación efectiva diferenciando por grupos sociales (entorno urbano o rural, edades, género, nivel cultural, etc.).

- Evaluación zonificada de la aportación socioeconómica tanto en términos de producción no maderable como de servicios ambientales –especialmente el secuestro de CO₂– que generan las plantaciones de eucalipto como información de base para la mejora de la gestión multifuncional de los eucaliptales y la estrategia de comunicación propuesta.



General sobre el género Eucalyptus

- Anonymous. Consulting's Eucalyptologics: Information resources on Eucalyptus cultivation worldwide.
<http://www.git.forestry.com/>
- ASPAPEL/EILA. 1988. *Inventario forestal del eucalipto*. Madrid
- Binkley, D., Stape, J.L. "Sustainable management of *Eucalyptus* plantations in a changing world," in Proceedings of the IUFRO Conference of Eucalyptus in a Changing World
- Borralho, N., Pereira, J.S. Marques,S, Coutinho, J., Madeira, M, Tomé, M. (2004) Eds., pp. 11–17, Aveiro, Portugal.
- Ceballos, L., Ruiz de la Torre, J. 1971. *Árboles y arbustos de la España penínsular*. IFIE-ETSIM-UPM, Madrid.
- Coppen, J.J.W. (2002). *Eucalyptus, the Genus Eucalyptus*, Taylor & Francis, London and New York, p. 450.
- Dessie, G. (2011). *Eucalyptus in East Africa: Socio-economic and environmental issues*. International Water Management Institute
- Doughty, R. W. (2000). *The Eucalyptus: A natural and commercial history of the gum tree*. Johns Hopkins University Press
- Eldridge, K. 1994. *Eucalypt domestication and breeding*. pp.308 pp.
- Hillis, W.E. 1984 *Eucalypts for wood production* [in Australia; eucalyptus; establishment; management] (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization, Melbourne (Australia). Div. of Chemical and Wood Technology) (ed.)
- FAO. 1987. *Efectos ecológicos de los eucaliptos*. FAO-Montes. Roma.
- FAO. 2020. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2020*. Roma.
<http://www.fao.org/forest-resources-assessment/es/>
- García, E. et al. 2000. *Establecimiento de Plantaciones Forestales, Eucalyptus sp.* Instituto Forestal de Chile, Santiago.
- Iglesias-Trabado G, Wilstermann D. 2009. *Eucalyptus Universalis. Global cultivated eucalypt forests map 2009*. GIT Forestry.
- Jacobs, M. R. 1981 *Eucalypts for planting*. 1981 No. Ed. 2 pp. xxiv + 677 pp. + 36 pl.
- Jacobs, M. R. 1955 *Growth habits of the Eucalypts*. pp.262 pp. ref.175 refs.
- *Proceedings regional expert consultation on Eucalyptus*. 4-8.10.1993 Vol. I.
- IUFRO Working Group 2.08.03 *Improvement and culture of Eucalyptus*. Proceeding. Bahia, Brasil. 2011.
- Knockaert, C. 1985. *Situación actual de la selvicultura de los eucaliptos en Marruecos*. Montes 9. Madrid.
- Lama, G. de la. 1976. *Atlas del eucalipto*. INIA-ICONA. Sevilla.
- MAPA. 2020. *Anuario Estadístico Forestal 2018*. Madrid
- McCullough R.B. (1999) *Four common myths about plantation forestry*. In: Boyle J.R., Winjum J.K., Kavanagh K., Jensen E.C. (eds) *Planted Forests: Contributions to the Quest for Sustainable Societies*. Forestry Sciences, vol 56. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-017-2689-4_9

- Marien, J.N. 1993. *Le projet d'amélioration de l'Eucalyptus au Maroc 1987-93*. AFOCEL. Paris.
- Mesón, M.L., Montoya, J.M. 1993 *Selvicultura mediterránea*. Mundiprensa. Madrid.
- Montoya, J.M. 1995. *El Eucalipto*. Ediciones Mundi-Prensa. España.
- Nájera, F., López, V. 1969. *Estudio de las principales maderas comerciales de frondosas peninsulares*. IFIE. Madrid.
- Pita, P. 1967. *Tablas de cubicación por diámetros normales y alturas totales*. IFIE. Madrid.
- Prado, J.A. 2015. *Plantaciones forestales. Más allá de los árboles*. Colegio de Ingenieros Forestales. Santiago de Chile. 167 pp.
- Pryor, L. D.; Johnson, L.A.S. *A classification of the Eucalypts*. 1971 pp.102 pp. ref.
- Ruiz, F. et al. 2008. *El Eucalyptus globulus*. En "Compendio de Selvicultura aplicada en España". Serrada, R. et al., INIA & FUCOVASA, Madrid.
- Stape, J. L., Goncalves, M., Goncalves, A.N. (2001). "Relationships between nursery practices and field performance for *Eucalyptus* plantations in Brazil". *New Forests*, vol.22, pp.19–41.
- Toval, G. ?. *Selvicultura de los eucaliptales españoles*. Centro de Investigación y Tecnología de ENCE.
- Toval, G. 2004. The *Eucalyptus globulus* clonal silviculture in Mediterranean climate. En: Borralho, N.M.G.; Pereira, J.S.; Marques, C.; Coutinho, J.; Madeira, M.; Tomé, M. (Eds). Proceedings of the International IUFRO Conference of the WP2.08.03 on Silviculture and Improvement of *Eucalyptus*. Aveiro, Portugal. pp. 70-78.

Suelos

- Achat, D. L., Deleuze, C., Landmann, G., Pousse, N., Ranger, J., & Augusto, L. (2015). *Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth—a meta-analysis*. *Forest Ecology and Management*, 348, 124-141.
- Augusto, L., Bakker, M. R., Meredieu, C. (2008). *Wood ash applications to temperate forest ecosystems—potential benefits and drawbacks*. *Plant and Soil*, 306(1-2), 181-198.
- Basurco, F.; Noriega, M.; Romeral, L.; Toval, G. *Ensayos de fertilización localizada en masas clonales de Eucalyptus globulus em el momento de la plantación en la provincia de La Coruña*. In Sociedad Española de Ciencias Forestales, III, 24–28 September 2001; Congreso Forestal Español: Granada, Spain.
- Boulmane, M., Oubrahim, H., Halim, M., Bakker, M. R., Augusto, L. (2017). *The potential of *Eucalyptus* plantations to restore degraded soils in semi-arid Morocco (NW Africa)*. *Annals of forest science*, 74(3), 57.
- Carneiro, M., Fabiao, A., Martins, M. C., Fabião, A., da Silva, M. A., Hilário, L., ... Madeira, M. (2008). *Effects of harrowing and fertilisation on understory vegetation and timber production of a *Eucalyptus globulus* Labill. plantation in Central Portugal*. *Forest Ecology and Management*, 255(3-4), 591-597.
- Domingo Santos, J. M., López Fernández, A. V., Corral Pazos de Provens, E., Sevilla Sánchez, J., Ruiz Fernández, F., & Lago Macía, J. (2009). *Calidad de estación de eucalipto y factores edafoclimáticos en la provincia de Huelva*.
- Domingo, J.M., Fernández, M., Corral, E., Ferández, M.L. (2020). *Estudio del ciclo de nutrientes en plantaciones de *Eucalyptus globulus* destinadas a la producción de biomasa*. Universidad de Huelva.
- Gallardo, J. F. (Ed.). (2015). *The soils of Spain*. Springer
- Gómez-Rey, M. X., Madeira, M., Gonzalez-Prieto, S. J., & Coutinho, J. (2010). *Soil C and N dynamics within a precipitation gradient in Mediterranean eucalypt plantations*. *Plant and soil*, 336(1-2), 157-171.
- Gonçalves, J. L., Alvares, C. A., Rocha, J. H., Brandani, C. B., & Hakamada, R. (2017). *Eucalypt plantation management in regions with water stress*. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 79(3), 169-183.
- Gonçalves, J.L.M., Stape, J.L., Laclau, J.L., Bouillet, J.P., Ranger, J., 2008. *Assessing the effects of early silvicultural management on long-term site productivity of fastgrowing eucalypt plantations: the Brazilian experience*. *South. For.* 70, 105–118.
- Harrison, R. B., Reis, G. G., Reis, M. D., Bernardo, A. L., Firme, D. J. (2000). *Effect of spacing and age on nitrogen and phosphorus distribution in biomass of *Eucalyptus camaldulensis*, *Eucalyptus pellita* and *Eucalyptus urophylla* plantations in southeastern Brazil*. *Forest Ecology and Management*, 133(3), 167-177.

- Leite FP, Silva IR, Novais RF, de Barros NF, Neves JCL, Villani EMD. 2011. *Nutrient relations during an Eucalyptus cycle at different population densities*. Revista Brasileira de Ciência do Solo 35: 949-959.
- Madeira, M.; Fabião, A.; Carneiro, M. *Do harrowing and fertilization at middle rotation improve tree growth and site quality in Eucalyptus globulus Labill. Plantations in Mediterranean conditions?* Eur. J. For. Res. 2012, 131, 583–596.
- Mendham, D.S., Ogden, G.N., Short, T., O'Connell, T.M., Grove, T.S., Rance, S.J., 2014. *Repeated harvest residue removal reduces E. globulus productivity in the 3rd rotation in south-western Australia*. For. Ecol. Manage. 329, 279–286.
- Merino, A., Balboa, M. A., Soalleiro, R. R., & Gonzalez, J. A. (2005). *Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe*. Forest Ecology and Management, 207(3), 325-339.
- Merino, A., López, Á. R., Brañas, J., & Rodríguez-Soalleiro, R. (2003). *Nutrition and growth in newly established plantations of Eucalyptus globulus in northwestern Spain*. Annals of Forest Science, 60(6), 509-517.
- Pérez-Cruzado, C.; Mansilla-Salinero, P.; Rodríguez-Soalleiro, R.; Merino, A. (2012). *Influence of tree species on carbon sequestration in afforested pastures in a humid temperate region*. Plant and Soil, 353: 333–353
- Rocha, J. H. T., de Moraes Gonçalves, J. L., Brandani, C. B., de Vicente Ferraz, A., Franci, A. F., Marques, E. R. G., ... Hubner, A. (2018). *Forest residue removal decreases soil quality and affects wood productivity even with high rates of fertilizer application*. Forest ecology and management, 430, 188-195.
- Ruiz, F., Soria, F., Toval, G. (2001, June). *Ensayos de preparación del terreno para el establecimiento de masas clonales de Eucalyptus globulus (Labill.) en distintos suelos de la provincia de Huelva*. In Congresos Forestales.
- Viera, M., Ruiz Fernandez, F., & Rodríguez-Soalleiro, R. (2016). *Nutritional prescriptions for Eucalyptus plantations: Lessons learned from Spain*. Forests, 7(4), 84.

Recursos hídricos

- Fernández, C., Vega, J. A., Gras, J. M., & Fonturbel, T. (2006). *Changes in water yield after a sequence of perturbations and forest management practices in an Eucalyptus globulus Labill. watershed in Northern Spain*. Forest Ecology and Management, 234(1–3), 275–281. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.07.008>
- Gras, J. M., Vega, J. A., Bará, S., Cuiñas, P., de los Santos, J. A., & Fonturbel, T. (1993). *La investigación en cuencas forestales de especies de crecimiento rápido en Galicia*. Congreso Forestal Español, 91–96.
- Gras, J. M., Vega, J. A., & Bara, S. (1993). *Six years of study on fast growing forest plantations catchments in the Northwest of Spain*. Acta Geológica Hispánica, 28(2–3), 111–117.
- Gras, J.M. (1993). *Investigación sobre las relaciones hídricas de las plantaciones de 'Eucalyptus globulus' en Galicia*. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes. Madrid.
- IUFRO (2018): *Managing Eucalyptus plantations under global changes*. Montpellier. <https://agritrop.cirad.fr/589039/1/ID589039.pdf>
- Medhurst JL, Battaglia M, Beadle CL (2002) *Measured and predicted changes in tree and stand water use following high-intensity thinning of an 8-year-old Eucalyptus nitens plantation*. Tree Physiol 22:775–784. doi: 10.1093/treephys/22.11.775.
- O'Grady, A. P., Worledge, D., & Battaglia, M. (2008). *Constraints on transpiration of Eucalyptus globulus in southern Tasmania, Australia*. Agricultural and Forest Meteorology, 148(3), 453–465. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.10.006>

Incendios

- Águas, A., Ferreira, A., Maia, P., Fernandes, P.M., Roxo, L. Keizer, J., Silva, J.S., Rego, F. C., Moreira, F. 2014. *Natural establishment of Eucalyptus globulus Labill. in burnt stands in Portugal*. Forest Ecology and Management 323, 47–56

- Águas, A., Incerti, G., Saracino, A., Lanzotti, V., Silva, J. S., Rego, F. C., Mazzoleni, S., & Bonanomi, G. (2018). *Fire effects on litter chemistry and early development of Eucalyptus globulus*. Plant and Soil, 422(1–2), 495–514. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3419-2>
- Águas, A., Larcombe, M. J., Matias, H., Deus, E., Potts, B. M., Rego, F. C., & Silva, J. S. (2017). *Understanding the naturalization of Eucalyptus globulus in Portugal: a comparison with Australian plantations*. European Journal of Forest Research, 136(3), 433–446. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1043-6>
- Arellano-Perez S, Vega Hidalgo JA, Ruiz González AD, Arellano Mancilla A, Álvarez-González JG, Vega Nieve D, Pérez Lains E. 2017. *Foto-guía de combustibles forestales de Galicia: combinando inventarios, imágenes y comportamiento del fuego*. VII Congreso Forestal Español. Sociedad Española de Ciencias Forestales. 7CFE01-444
- Arellano, S., Vega, J. A., Ruíz-González, A. D., Arellano, A., Álvarez-González, J. G., Vega, D., Pérez, E. 2017. *Foto-guía de combustibles forestales de Galicia y comportamiento del fuego asociado*. In Andavira (Andavira E). Santiago de Compostela.244 págs.
- Arellano-Pérez, S. (2011). *Modelos de combustibles forestales de Galicia*. Proyecto fin de carrera. University of Santiago de Compostela.Escuela Politécnica de Lugo.388p.
- Fernandes, P. M., Guiomar, N., & Rossa, C. G. 2019. *Analysing eucalypt expansion in Portugal as a fire-regime modifier*. Science of the Total Environment, 666(March), 79–88. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.237>
- Fernandes, P. M., Loureiro, C., Palheiro, P., Vale-Gonçalves, H., Fernandes, M. M., Cruz, M. G. 2011. *Fuels and Fire Hazard in blue gum (Eucalyptus globulus) stands in Portugal*. Boletín Del CIDEU, 10, 53–61.
- Mirra, I. M., Oliveira, T. M., Barros, A. M. G., & Fernandes, P. M. (2017). *Fuel dynamics following fire hazard reduction treatments in blue gum (Eucalyptus globulus) plantations in Portugal*. Forest Ecology and Management, 398, 185–195. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.016>

Biodiversidad

- Bara, S., Rigueiro, A., Gil-Sotres, M.C., mansilla, P., Alonso-Santos, M. 1985. *Efectos ecológicos del Eucalyptus gobulus en Galicia. Estudio comparativo con Pinus pinaster y Quercus robur*. Departamento Forestal de Zonas Húmedas. Servicio de Investigación Agraria. Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Brancalion, P.H.S., Amazonas, N.T., Chazdon, R.L., Melis, J., Rodrigues, R.R., Solva, C.C., Sorrini, T.B., Holl, K.D. 2019. *Exotic Eucalyptus: From demonized trees to allies of tropical forest restoration*. Journal of Applied Ecology 57(1): 55-66.
- Brockerhoff, E. G., Jactel, H., Parrotta, J. A., Ferraz, S. F. B. 2013. *Role of eucalypt and other planted forests in biodiversity conservation and the provision of biodiversity-related ecosystem services*. Forest Ecology and Management 301: 43-50.
- Calviño-Cancela, M. 2013. *Effectiveness of eucalypt plantations as a surrogate habitat for birds*. Forest Ecology and Management 310: 692–699. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.09.014>.
- Calviño-Cancela, M., Rubido-Bará, M., van Etten, E. J. B. 2012. *Do eucalypt plantations provide habitat for native forest biodiversity?* Forest Ecology and Management 270: 153-162. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.019>.
- Ferreira, V., Boyero, L., Calvo, C., Correa, F., Figueroa, R., Gonçalves, J. F. 2019. *A Global Assessment of the Effects of Eucalyptus Plantations on Stream Ecosystem Functioning*. Ecosystems 22(3): 629-642. <https://doi.org/10.1007/s10021-018-0292-7>.
- Martínez-Jáuregui, M. Soliño, M., Díaz, M. 2016. *Geographical variation in the contribution of planted and natural pine forests to the conservation of bird diversity*. Diversity Distrib. 22: 1255-1265. doi:10.1111/ddi.12488.
- Ramírez, P.A., Simonetti, J.A. 2011. *Conservation opportunities in commercial plantations: the case of mammals*. J. Nat. Conserv. 19: 351-355.

- Vaz, A.S., Honrado, J.P., Lomba, A. 2019. *Replacement of pine by eucalypt plantations: Effects on the diversity and structure of tree assemblages under land abandonment and implications for landscape management.* Landscape and Urban Planning 185: 61-67.
- Vaz, A.S., Honrado, J.P., Lomba, A. 2019. *Replacement of pine by eucalypt plantations: Effects on the diversity and structure of tree assemblages under land abandonment and implications for landscape management.* Landscape and Urban Planning 185: 61-67.

Desarrollo rural

- Andersson K, Lawrence D, Zavaleta J, Guariguata MR, 2016. *More trees, more poverty? The socioeconomic effects of tree plantations in Chile, 2001-2011.* Environmental Management 57: 123-136.
- Cossalter C, Pye-Smith C, 2003. *Fast-wood forestry. Myths and realities.* Center for International Forestry Research- CIFOR. Jakarta. 50 p.
- Elands BHM, Wiersum KF, 2001. *Forestry and rural development in Europe: an exploration of socio-political discourses.* Forest Policy and Economics 3, 5-16.
- Gerber GF, 2011. *Conflicts over industrial tree plantations in the South: who, how and why?* Global Environmental Change 21: 165-176
- Green T, 2000. *Ecological and socio-economic impacts of close-to-nature forestry and plantation forestry: a comparative analysis.* Proceedings of the Scientific Seminar of the 7th Annual EFI Conference, Lisboa. EFI Proceeding no 37. European Forest Institute (EFI). 86 p.
- Griess V, Jackson, DJ, 2017. *Plantation forests- a review of recent developments.* CAB Reviews 12: 1-5
- McCullough RB, 1999. *Four common myths about plantation forestry.* New Forests 17, pp. 111-118.
- MacDonald D, Crabtree JR, Wiesinger G, Dax T, Stamou N, Fleury P, Lazpita JG, Gibon A, 2000. *Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: environmental consequences and policy response.* Journal of Environmental Management 59, 47-69.
- Pretzsch J, Darr D, Ubrig H, Auch D, 2014. *Forests and rural development.* Berlín: Springer-Verlag Berlin and Heidelberg GmbH & Co. K. 393 p.
- Williams KJH, Schirmer J, 2012. *Understanding the relationship between social change and its impacts: the experience of rural land use change in south-eastern Australia.* Journal of Rural Studies 28: 538-548.

15 | Autores

COORDINADOR

Eduardo Rojas Briales: Ingeniero de Montes por la Universidad de Freiburg (1985), Dr. Ingeniero de Montes por la Universidad Politécnica de Madrid (1996). Profesor de las Universidades de Lleida (1994-2000) y Politècnica de València (2001-). Gerente del Consorci Forestal de Catalunya (1992-98). Responsable de l'Àrea de Política Forestal del CTFC (1996-99). Subdirector de la ETSI Agrónomos (2004-10). Decano del Colegio en la Comunitat Valenciana (2004-10). Subdirector general y responsable del Departamento Forestal de la FAO (2010-15) y Presidente del *Collaborative Partnership on Forests* (2010-15). Co-presidente de ONU-REDD (2014), Comisario General de la ONU para la Exposición Universal de Milán 2015. Miembro del Consejo Científico Asesor de *European Forest Institute* (1998-2002), Miembro del *Board of Directors* de PEFC-International. Decano del Colegio y Presidente de la Asociación de Ingenieros de Montes y Presidente de la Fundación Capital Natural a escala española (2016-), Secretario de la UPCI (2018-).

SUELOS

Agustín Merino García: Catedrático de Edafología y Química Agrícola, Universidad de Santiago de Compostela. Centra su actividad investigadora en el ciclo de nutrientes y restauración de suelos degradados. Editor de *Suelos y Nutrición Forestal* en *European Journal of Forest Research*. Coordinador del programa de doctorado internacional en Agricultura y Medioambiente para el Desarrollo. Promotor de iniciativas de innovación docente en la temática de Restauración de Suelos Degrados.

RECURSOS HÍDRICOS

Juan Carlos Giménez Fernández: Ingeniero de Montes por la Universidad Politécnica de Madrid (1996), Máster en Hidrología General y Aplicada por el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (1999) y Doctor Ingeniero de Montes por la Universidad de Extremadura (2015). Veinte años de experiencia docente e investigadora, un sexenio de investigación y un sexenio de transferencia reconocidos por la Comisión Nacional Evaluadora de la Actividad Investigadora (CNEAI) y la Agencia Nacional de Evaluación de la Calidad y Acreditación (ANECA). Estancias de investigación en varias Universidades y Centros de investigación (*University of Utah*, Estados Unidos; *University of Colorado*, Estados Unidos; *Oregon State University*, Estados Unidos y *World Agroforestry Centre*, Filipinas).

Antonio Dámaso del Campo García: Dr. Ingeniero de Montes (Universidad Córdoba) y profesor titular (UPV). Docencia e investigación relacionadas con la eco-hidrología forestal, incidiendo en la selvicultura desde una perspectiva hidrológica en lo que respecta a un mayor conocimiento y control de las relaciones bosque-agua. Líder

grupo I+D Re-ForeST (UPV), 4 sexenios CNEAI, más de 100 publicaciones con revisión por pares, 30 proyectos de I+D+i (IP de 25), estancias en las universidades de Oregón, Idaho y *British Columbia* y pertenencia al comité de expertos en bosques y aguas (FAO) y de *Forests, Soil and Water Interactions* (TF-IUFRO).

INCENDIOS

José Antonio Vega Hidalgo: Dr. Ing. de Montes (Universidad Politécnica de Madrid) ha investigado sobre el fuego forestal durante más de 40 años en el Centro de Investigación Forestal (CIF) de Lourizán (Xunta de Galicia), del que fue director en diferentes etapas. Docente en incendios forestales en la Univ. de Vigo durante 23 años. Aunque retirado actualmente, sigue colaborando en investigación.

Stéfano Arellano Pérez: Dr. Ing. de Montes por la Universidad de Santiago de Compostela (USC) y posee un Master interuniversitario en Incendios Forestales (Universidades de Lleida, Córdoba y León). Ha trabajado durante 8 años en la Escuela Politécnica Superior de Lugo (USC) y en el CIF de Lourizán, en varios proyectos de investigación sobre combustibles e incendios forestales.

Ana Daría Ruiz González: Dra^a. Ing. De Montes por la Universidad Politécnica de Madrid. En la actualidad, y desde hace más de 20 años, imparte docencia en incendios forestales en la Universidad de Santiago de Compostela. Previamente trabajó como investigadora en el CIF de Lourizán y como Jefe Territorial del Servicio de Defensa contra Incendios Forestales de la Xunta de Galicia.

Enrique Jiménez Carmona: Dr. Ingeniero en Recursos Naturales por la Universidad de Vigo e Ingeniero de Montes por la Universidad de Córdoba. Durante 16 años ha trabajado en el CIF de Lourizán, principalmente en la modelización de combustibles forestales, comportamiento del fuego, selvicultura preventiva, biomasa y fisiología de la vegetación forestal.

Cristina Fernández Filgueira: Doctora en Biología. Investigadora del Centro de Investigación Forestal de Lourizán (Xunta de Galicia) donde lleva a cabo investigación relacionada con el impacto ecológico de los incendios forestales.

José M. Fernández Alonso: Doctor Ingeniero de Montes por la Universidad de Vigo. Cuenta con 10 años de experiencia en investigación en incendios forestales en el CIF de Lourizán (Xunta de Galicia) y desde 2015 imparte docencia en incendios forestales en la Escuela de Ingeniería Forestal de Pontevedra (Universidad de Vigo). Previamente ha trabajado como técnico en consultoría forestal.

BIODIVERSIDAD

Jordi Camprodón Subirachs: Doctor en biología por la Universitat de Barcelona. Trabaja en el Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya dónde es responsable de proyectos de biodiversidad forestal en el Grupo de Biología de la Conservación. Su actividad se centra en la ecología terrestre aplicada y la conservación y recuperación de especies, hábitats y sistemas naturales en relación con la gestión forestal y otros usos del territorio. Es profesor en la Universitat de Vic-Universitat Central de Catalunya.

Víctor Sazatornil Luna: Doctor en biología por la Universitat de Barcelona. Trabaja en el Centre de Ciència i Tecnologia Forestal de Catalunya dónde es técnico de transferencia de conocimiento y tecnología en el Grupo de Biología de la Conservación. Su actividad se centra en conservación y gestión de especies y hábitats en contextos humanizados, así como en la gestión de información sobre biodiversidad orientada a la toma de decisiones.

DESARROLLO RURAL

Eduardo Rojas Briales
(vid en Coordinador)

Verónica Rodríguez Vicente: Doctor ingeniero de montes por la Universidad de Santiago de Compostela. Profesora de educación secundaria (Procesos de producción agraria) de la Consellería de Cultura, Educación e Universidade (Xunta de Galicia). Miembro del grupo de investigación PROePLA (Proyectos y Planificación), departamento de Ingeniería Agroforestal (Escuela Politécnica Superior de Lugo, Universidad de Santiago de Compostela). Decana autonómica del Colegio Oficial de Ingenieros de Montes en Galicia desde 2019.

