



Evaluación de riesgos e impactos
derivados del cambio climático en
España (ERICC-2025)

FORESTAL, DESERTIFICACIÓN, CAZA Y
PESCA CONTINENTAL
(VERSIÓN NO EDITADA)



Este capítulo forma parte de la siguiente publicación:

Título:

Evaluación de Riesgos e Impactos derivados del Cambio Climático en España (ERICC-2025)
Edición 2025

Asistencia técnica:

Instituto de Hidráulica Ambiental, Universidad de Cantabria (IH Cantabria)
Tecnalia Research and Innovation (Tecnalia)
Basque Centre for Climate Change (BC3)

Coordinación:

OECC: Patricia Klett Lasso de la Vega; Sara Rodríguez Rego; Francisco J. Heras Hernández; María Salazar Guerra; Vidal Labajos Sebastián
FB: Ana Lancho Lucini
IH Cantabria: Iñigo Losada Rodríguez, Laro González Canoura, Javier López Lara
Tecnalia: Efrén Feliu Torres, Beñat Abajo Alda, María Puig Fuentenebro
BC3: María José Sanz

Edición y maquetación:

Grupo Tangente

Con la colaboración de la Fundación Biodiversidad

Autor/Autores del capítulo:

Autores: José Manuel Moreno Rodríguez, Rocío A. Baquero Noriega, M. Belén Hinojosa Centeno, Antonio Parra de la Torre, Itziar Rodríguez Urbieto, Iván Torres Galán, Olga Viedma Sillero

Agradecimientos: Roxana Triguero-Ocaña



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita: © SUBSECRETARÍA Gabinete Técnico

NIPO (línea en castellano): 000-00-0000-000-0

ISBN: 000-00-0000-000-0

AVISO LEGAL: Los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados citando la fuente, y la fecha, en su caso, de la última actualización.

Este informe debe citarse de la siguiente manera:

Losada, I.J., Feliu, E. y Sanz, M.J. et al. 2025. Evaluación de Riesgos e Impactos derivados del Cambio Climático en España (ERICC-2025). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid

Contenido

1. Aspectos metodológicos y contenido del capítulo	4
2. Introducción.....	6
3. Marco conceptual de los riesgos del sector	9
3.1 Componentes del riesgo	9
3.2 Factores de riesgo subyacentes.....	12
4. Descripción de los riesgos: Riesgos relevantes.....	15
4.1 RR4.1 Riesgo de pérdida de hábitat favorable para las especies forestales y de biodiversidad forestal (genética, especies) como consecuencia de cambios en los valores medios y extremos del clima.	16
4.2 RR4.3 Riesgo de pérdida de salud del estado de los bosques por aumento de especies patógenas y plagas favorecidas por el cambio climático, así como por el aumento de las condiciones de estrés que este conlleva para las especies vegetales.	17
4.3 RR4.6 Riesgo de pérdida de capacidad de producción de madera y fibra por cambios en las variables climáticas.....	18
4.4 RR4.7 Riesgo de pérdida de producción de productos forestales no maderables por cambios en las variables climáticas.....	19
4.5 RR4.11. Riesgo de pérdida de recursos cinegéticos y pesqueros continentales derivados de la pérdida de productividad vegetal terrestre y de los cambios del hábitat acuático como consecuencia del cambio climático.	20
5. Riesgos clave	22
5.1 RC4.1 Riesgo de alteraciones en la composición y estructura de los bosques como consecuencia de los cambios medios y extremos del clima	22
5.2 RC4.2 Riesgo de erosión y pérdida de calidad del suelo de los ecosistemas forestales por cambios de temperatura y, particularmente, de precipitación, sobre todo la extrema	33
5.3 RC4.3 Riesgo de pérdida de productividad y de capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques debido a los cambios de las variables climáticas	37
5.4 RC4.4 Riesgo de desertificación debido al agravamiento de las condiciones de aridez como consecuencia del aumento de las temperaturas, la frecuencia e intensidad de las sequías, una mayor torrencialidad de las lluvias y un aumento del riesgo de incendios forestales	44
5.5 RC 4.5 Riesgo de pérdida de masas forestales debido al aumento del peligro de incendio causado por el cambio climático	56
5.6 RC4.6 Riesgo de pérdida de servicios ecosistémicos (regulación del ciclo hidrológico, protección frente a la erosión, valores recreativos y de conservación) de los bosques debido a los cambios del clima	68
6. Caso de estudio.....	71
7. Estudio de riesgos complejos	73
8. Limitaciones y particularidades metodológicas del sector	77
9. Referencias	79

1. ASPECTOS METODOLÓGICOS Y CONTENIDO DEL CAPÍTULO

Este documento corresponde al **capítulo del sector “Forestal, Desertificación y Caza y Pesca Continental”** de la **Evaluación de Riesgos e Impactos derivados del Cambio Climático en España (ERICC-2025)**.

El análisis de riesgos utiliza el marco conceptual desarrollado por el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) en su sexto informe de evaluación (IPCC, 2022). Según él, el riesgo de que se produzca un impacto o un conjunto de impactos derivados del cambio climático es el resultado de la interacción de tres componentes: el peligro, la exposición y la vulnerabilidad. De acuerdo con dicho marco, los riesgos se incrementan si aumenta el peligro de origen climático, la exposición o la vulnerabilidad o cualquier combinación de ellos. De igual modo, cualquier acción que contribuya a disminuir el peligro, la exposición o la vulnerabilidad conduce a una reducción del riesgo. El estudio se desarrolla a nivel nacional, indicando adicionalmente la distribución territorial de cada riesgo clave en los casos en que estos no presentan una homogeneidad geográfica. Asimismo, se hace énfasis en la actualización de la literatura y de las evidencias disponibles desde la publicación del estudio de “Impactos y riesgos derivados del cambio climático en España” llevado a cabo en 2020.

La metodología seguida para la elaboración de los capítulos sectoriales sigue tres pasos. Inicialmente, se ha llevado a cabo una revisión bibliográfica y una búsqueda de impactos históricos asociados a cada ámbito sectorial, lo que ha permitido identificar los riesgos denominados genéricamente “riesgos relevantes”¹ del sector. A continuación, sobre el listado inicial de riesgos relevantes, se ha aplicado un análisis multicriterio (AMC) basado en criterios análogos a los que establece el IPCC (e.g., alcance espacial del riesgo, afección a la población, impacto económico, irreversibilidad, entre otros), para la selección de los denominados “riesgos clave”² sectoriales. Finalmente, se ha realizado un análisis más detallado de los riesgos identificados como clave. Este análisis abarca tanto los componentes del riesgo (peligro, exposición y vulnerabilidad) como diversos aspectos transversales relevantes. Entre ellos se incluyen los efectos transfronterizos, los riesgos compuestos, impactos en cascada y otros aspectos como la vulnerabilidad social o territorial frente al riesgo o posibles casos de maladaptación. Además, se indica la gobernanza existente y las principales carencias de información, entre otros aspectos.

Los capítulos sectoriales se estructuran en siete secciones. En primer lugar, se presenta una introducción que contextualiza el sector y define el alcance del análisis realizado. A continuación, se expone el marco conceptual de los riesgos derivados del cambio climático en el sector, incluyendo sus distintos componentes y la identificación de los riesgos más relevantes. Una vez identificados los riesgos clave, se hace un análisis detallado de ellos mediante cadenas de impacto, fichas específicas y un examen de sus interconexiones, las cuales se desarrollan con mayor profundidad en el Capítulo de Riesgos Complejos. Con carácter ilustrativo, se incorpora un caso de estudio representativo que contribuye a visibilizar buenas prácticas y a promover el intercambio de conocimiento entre territorios. Posteriormente, el apartado de limitaciones y particularidades metodológicas recoge los principales déficits de información detectados y formula recomendaciones orientadas a su superación, con el fin de reforzar futuras evaluaciones.

¹ Se define como riesgo relevante aquel que, directa o indirectamente derivado del cambio climático, tiene el potencial de generar consecuencias adversas significativas para los sistemas humanos o ecológicos en el sector o ámbito de estudio.

² Los riesgos clave son aquellos potencialmente graves que pueden generar impactos en el presente y cuya severidad podría aumentar con el tiempo debido a cambios en la naturaleza de los peligros, en la exposición o en la vulnerabilidad de los elementos analizados frente a dichos peligros (IPCC, 2022). En este estudio, los riesgos clave se identifican de manera comparada intrasectorialmente a través de un análisis multicriterio que incluye los tres componentes del riesgo.

Finalmente, la bibliografía reúne las fuentes utilizadas en el análisis, garantizando la trazabilidad y verificación de la información presentada.

La metodología aplicada para la identificación y desarrollo de los riesgos ha sido desarrollada en conjunto entre los autores principales de la Evaluación, la Oficina Española de Cambio Climático y un Grupo Asesor de Expertos, y se puede encontrar descrita con más detalle en el Capítulo de Metodología.

Además, el presente capítulo incorpora notas a pie de página con definiciones de ciertos términos específicos del sector, mientras que el glosario de los términos más comunes del proyecto figura como un anexo al documento general de la ERICC.

VERSIÓN NO EDITADA

2. INTRODUCCIÓN

Se entiende por terreno forestal o monte aquel que resulta de agregar dos tipos diferentes de superficies, las arboladas y las desarboladas. Las primeras son aquellas pobladas por especies forestales arbóreas en las que la fracción de cabida cubierta (FCC) es superior o igual al 10% y su uso preferente no es agrícola ni urbano, sino forestal. Las segundas son aquellas en las que la FCC es menor del 10%, y pueden estar compuestas por monte arbolado disperso o monte desarbolado, como matorrales, tomillares, pastizales o afloramientos rocosos (MAGRAMA, 2014). En España, los terrenos forestales ocupan 28,4 M³ ha, lo que equivale al 56% del territorio, de los cuales 19,2 M ha son arbolados (67,6% del monte total) y 9,2 M ha desarbolados (32,4% del monte) (MITECO, 2024a). La mayor parte del terreno forestal en España es de propiedad privada (72 %), mientras que el resto es público, perteneciendo en su mayoría a entidades locales (22 %). El 25,5 % de la superficie forestal es monte de utilidad pública (MUP). El 40% del terreno forestal es espacio natural protegido o Red Natura 2000 (MITECO, 2024a). España es el segundo país de la UE con mayor superficie forestal y el tercero en cuanto al porcentaje de ocupación (MAGRAMA, 2014).

La superficie forestal española llegó a ocupar un mínimo en el año 1940, con 24 M ha, tras lo cual ha crecido ininterrumpidamente hasta la actualidad (Bravo *et al.*, 2017). Este capítulo se centrará en los ecosistemas forestales arbolados, mientras que los desarbolados serán objeto del Capítulo 3. Por otra parte, este capítulo abordará también el problema de la desertificación y su vínculo con el cambio climático. Este fenómeno engloba aspectos socioecológicos como factores subyacentes y afecta a los ecosistemas terrestres, ya sean naturales o antrópicos. Además, se tratarán los temas de la caza y pesca continental, cuya relevancia trasciende el ámbito estrictamente forestal.

La península ibérica e Islas Baleares se encuentran en latitudes medias, y su clima es templado. No obstante, existe una gran variación geográfica en las temperaturas y precipitaciones debido a la elevada orografía. Las montañas afectan a los frentes que barren la península, creando zonas en sombra de lluvia. Por ello, aunque existe un gradiente norte-sur de precipitaciones, estas son muy variables, dependiendo de la posición con respecto a las principales cordilleras. Las mayores diferencias se dan entre la zona costera occidental de Galicia, donde las precipitaciones anuales superan ampliamente los 1.000 mm, y el sureste (Alicante, Murcia, Almería), donde las precipitaciones anuales son inferiores a 300 mm, siendo el Cabo de Gata el lugar más seco de la España peninsular, con 156 mm anuales. Para la vegetación, otro aspecto importante es la presencia de un verano seco. Así, en el norte peninsular el clima es lluvioso y sin sequía estival, mientras que al sur de la Cordillera Cantábrica y los Pirineos el clima es mediterráneo, con su característica sequía estival. El clima de las Islas Canarias es subtropical oceánico, seco en verano y variable según la topografía. En las zonas inferiores, las precipitaciones son muy bajas (menos de 200 mm anuales), aumentando con la altitud y exposición a los vientos alisios, particularmente donde se forman nieblas persistentes. Una de las características más sobresalientes de las islas es la formación del mar de nubes (Martín Vide & Olcina Cantos, 2001).

A la variación climática, se suma la diversidad de los sustratos geológicos, con materiales ácidos predominando en el oeste y básicos en el este. Algunos de ellos presentan características singulares y se comportan como verdaderas islas ecológicas (e.g., dolomías o yesos). Esta variación climática, topográfica, geomorfológica y edáfica hace que la península ibérica sea un “área crítica” de biodiversidad (Medail & Quézel, 1997). Sus bosques son singulares con respecto a los centroeuropeos por varias razones adicionales: algunas de nuestras especies tienen su origen y centro de distribución principal en la península ibérica, pues apenas llegan a otros países (e.g., *Quercus pyrenaica*, *Pinus nigra* subs. *salzmannii*, *Q. faginea*, *P. pinaster*); otras especies tienen conexiones con el norte de África (*Q. canariensis*, *Abies pinsapo*.,

³ Abreviaturas: M= millón, k= mil; a= año; t= tonelada; ha= hectárea

Tetraclinis articulata), lo cual es una rareza europea; la península es el límite meridional de algunas de las especies dominantes en el centro del continente (*Fagus sylvatica*, *Betula* sp. pl., *Q. robur*) (Sainz Ollero & Sánchez de Dios, 2011); un número importante de refugios climáticos se encuentra en la España peninsular e Islas Baleares, los cuales sirvieron de base para la colonización del continente tras la última glaciación, constituyendo las reservas genéticas de muchas especies vegetales y animales que hoy dominan en el continente (Hewitt, 1999). Por otro lado, los bosques de las Islas Canarias son también particulares por cuanto *P. canariensis* es endémico de ellas, mientras que la laurisilva es común a dichas islas y a las otras islas atlánticas (Madeira y Azores) (Fernández-Palacios, 2009).

El 54% de la superficie de bosque está dominada por especies frondosas, un 35% por coníferas y un 7% por bosque mixto. Las especies nativas más abundantes incluyen coníferas como *P. halepensis*, *P. pinea*, *P. pinaster*, *P. canariensis*, *P. nigra*, *P. sylvestris*, *P. uncinata*, y frondosas como *Q. ilex*, *Q. suber*, *Q. pyrenaica*, *Q. faginea*, *Q. petraea*, *Q. robur*, *F. sylvatica* y *Castanea sativa*. Las especies forestales no nativas más abundantes son: *P. radiata* y *Eucalyptus globulus*. En general, los bosques españoles presentan una mayor riqueza específica que los europeos: el 17 % de ellos cuenta con una o dos especies, el 20 % con dos o tres, y el resto con tres o más especies⁴. La tendencia actual es aumentar el número de especies por unidad de superficie, lo que está favoreciendo el predominio de bosques mixtos. Esto se debe a que los bosques monoespecíficos de coníferas están siendo progresivamente colonizados por especies frondosas o de hoja ancha (Sánchez de Dios *et al.*, 2023).

Los principales aprovechamientos comerciales del sector forestal en España son la producción de madera y leña. Las existencias totales de madera ascienden a 1.175 Mm³; su crecimiento anual es de 47 Mm³, con una productividad media de 67 m³ por hectárea, lo que equivale a un 40% de la de los bosques de la UE. La extracción de madera se ha mantenido relativamente estable en la última década, alcanzando en los últimos años los 20,3 Mm³, de los cuales el 56% son coníferas y el 44% frondosas. La tasa de extracción media (balance de cortas frente al crecimiento) se sitúa en torno al 43% (MITECO, 2024a).

El principal destino de la madera cortada es la producción de pulpa de papel (60%) y el segundo es el aserradero (26%), cuyo uso principal es la construcción. El valor de lo cortado asciende a 1.008M €. El valor añadido bruto de la silvicultura y la industria de la madera y el papel fue de 7.083 M€, lo que equivale a un 0,6% del PIB, de los cuales el 14% corresponden a la silvicultura y explotación forestal, el 29% a la industria del corcho y la madera, y el resto a la industria del papel (datos de 2019) (MITECO, 2021). El sector está muy atomizado, existiendo 4.039 empresas y 5.399 autónomos (MITECO, 2020). Los empleados por el sector durante la última década fueron 30.000 en la categoría de silvicultura y explotación forestal, 63.100 en la industria del corcho y la madera y 43.600 en la industria del papel, de los cuales el 85% fueron hombres⁵.

La extracción de leña es de 1,4 Mt, con un valor de 48,2 M€. En general, las especies de *Quercus*, particularmente *Q. ilex*, son las que mayor valor aportan a este capítulo. Los montes proveen otros productos no maderables como corcho (53,4 kt), resina (8,8 kt), castañas (10,7 kt), piñones (2 kt), hongos (9,8 kt), trufas (7,5 t), por un valor total de 242 M€ (MITECO, 2024a). Los pastos forestales son también otra producción importante de los montes, aunque estos no serán tratados en este capítulo.

La caza es un aprovechamiento importante del monte y otros terrenos, incluidos los agrícolas. Más del 87 % del territorio español está sujeto a algún tipo de figura de gestión cinegética, lo que supone un área total

⁴ https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/c5_principalesespeciesarboreasmiscelanea_ff_tcm30-153987.pdf

⁵ Datos de la encuesta de población activa del Instituto Nacional de Estadística (INE), volcados el 12/04/2025.

de 43,8 Mha, repartida en más de 31.700 cotos de caza (Anthesis Lavola, 2021). En cuanto a la pesca continental, esta actividad se desarrolla en más de 3.700 cursos y masas de agua, sumando más de 47.000 km de cursos fluviales y embalses (Anthesis Lavola, 2021). En 2022, había en España 1,3 M de licencias, que realizaron 19,1 M de capturas, con una biomasa total de 13,4 M kg, el 75% de caza mayor y el resto de caza menor. El valor total de las capturas ascendió a 44 M€. La especie más abatida es el jabalí, que supone el 61% de las capturas, seguido del ciervo. En caza menor de mamíferos se capturaron más de 6 M de ejemplares. El 93% de las capturas son de conejo. Más de 12 M de aves fueron capturadas, siendo las especies más cazadas el zorzal, la paloma y la perdiz. Las licencias de pesca ascendieron a 716.937, que realizaron 755.645 capturas, de las cuales un 58,3% fueron de trucha común. El valor económico de las licencias ascendió a 5,7 M€ (MITECO, 2024a).

Los bosques producen también otros servicios ecosistémicos cuyo valor no es comercial, entre los que se incluyen la provisión de agua para distintos usos (agrícola, industrial, doméstico, energético), la captura del CO₂ atmosférico, el control de la erosión, los servicios recreativos o la conservación de la biodiversidad.

La degradación de la tierra (DT), aunque afecta al conjunto del territorio, está muy íntimamente ligada al papel de los bosques en sentido amplio, por lo que se abordará en este capítulo. Se entiende por degradación de la tierra “una tendencia negativa en la condición de la tierra, causada por procesos directos o indirectos inducidos por el hombre, incluido el cambio climático antropogénico, que se expresa como la reducción o pérdida a largo plazo de al menos uno de los siguientes factores: productividad biológica, integridad ecológica o valor para los seres humanos”. Cuando los terrenos afectados son las tierras secas, esto es, tierras de clima árido, semiárido y seco-subhúmedo, la degradación de la tierra recibe el nombre de desertificación (DS) (IPCC, 2019).

En lo sucesivo usaremos DT/DS para referirnos a ambos procesos conjuntamente. Frecuentemente, la erosión del suelo se ha considerado como sinónimo de DT/DS. Sin embargo, la DT/DS es multicausal, e influyen factores físicos, biológicos, sociológicos y económicos (Millennium Ecosystem Assessment Board, 2005). En España, aproximadamente el 74% del territorio es susceptible de sufrir desertificación en diversos grados, principalmente por el clima, la erosión del suelo, la ocurrencia de incendios forestales y el uso excesivo de los recursos hídricos (MIMAM, 2008). Desde mediados del siglo pasado se ha producido un reverdecimiento de la geografía española debido a la reforestación y extensión de matorrales tras el abandono de zonas poco productivas, entre otros. Así, desde 1980 hasta 2023 el 77,1% del territorio mejoró su producción primaria (Bai *et al.*, 2025). Sin embargo, la DT/DS ha aumentado considerablemente debido a la intensificación agrícola (Martínez-Valderrama *et al.*, 2022).

3. MARCO CONCEPTUAL DE LOS RIESGOS DEL SECTOR

3.1 Componentes del riesgo

Los riesgos se han identificado por su potencial de afectar a la integridad del ecosistema forestal, incluyendo su biodiversidad, así como a los servicios ecosistémicos que este presta y a la población que de ellos depende. La integridad del ecosistema hace referencia al grado en que este se encuentra en un estado completo y funcional. Esto incluye su capacidad para sostener tanto a las especies autóctonas como a los procesos ecológicos que los caracterizan, así como los servicios que proporcionan, entre ellos la provisión de materias primas y otros beneficios.

La caracterización de la integridad del ecosistema incluye las siguientes variables: composición, esto es, el conjunto de seres vivos del ecosistema; estructura, esto es, cómo los seres vivos se disponen en el espacio; función, esto es, los procesos que se dan en el ecosistema, como la asimilación del carbono, el crecimiento, las interacciones entre sus organismos o las perturbaciones que le son propias. La biodiversidad es una parte capital de la integridad del ecosistema en la medida en que las acciones de los seres vivos del mismo son determinantes de sus procesos ecológicos.

En cuanto a los servicios ecosistémicos, se ha utilizado la clasificación utilizada para la valoración de dichos servicios de España (MARM, 2008). Estos se dividen en cuatro categorías básicas: abastecimiento (alimentos, otros productos primarios, etc.), regulatorios (del clima, del agua, etc.), culturales (estéticos, recreativos, etc.) o de apoyo (formación del suelo, ciclado de nutrientes, etc.).

La evaluación del riesgo se ha realizado siguiendo el marco facilitado en el capítulo de metodología, que usa el propuesto por el IPCC en su Informe Especial SRES (IPCC, 2012): el riesgo surge por la interacción entre los peligros del clima, incluyendo los del cambio climático, la exposición y la vulnerabilidad. Los peligros climáticos y del cambio climático incluyen los efectos provocados por las variaciones tanto en los valores medios como en los extremos de las principales variables meteorológicas (temperatura, precipitación, humedad relativa y viento). Por otro lado, el clima y el cambio climático pueden interactuar con otros factores subyacentes que también afectan a los bosques: los cambios de uso del suelo, el aumento de la concentración atmosférica de CO₂, las enfermedades y plagas, las especies exóticas invasoras y los cambios en las perturbaciones, particularmente el fuego.

En el Capítulo "Variables climáticas" se puede ver la descripción, los valores observados y las proyecciones de evolución de cada una de las variables climáticas que caracterizan los peligros climáticos.

Por exposición se entiende "la presencia de personas, medios de vida, especies o ecosistemas, funciones, servicios y recursos ambientales, infraestructura o activos económicos, sociales o culturales en lugares y entornos que podrían verse negativamente afectados" por el clima o el cambio climático. En consecuencia, y en coherencia con lo expuesto anteriormente, la exposición en el caso de los bosques incluye tanto la integridad del ecosistema forestal, con sus correspondientes componentes —incluyendo la biodiversidad— como los distintos servicios ecosistémicos que presta (Lecina-Díaz *et al.*, 2021). Este capítulo no aborda la exposición e impactos de los alérgenos de las plantas (Mousavi *et al.*, 2024) o del humo de los incendios (Linares *et al.*, 2018), toda vez que estos aspectos serán tratados en el Capítulo 1.

Los impactos del cambio climático sobre los servicios ecosistémicos de este sector afectan de forma directa o indirecta a las poblaciones que dependen de ellos, en particular las comunidades rurales, así como a los sectores económicos vinculados.

La vulnerabilidad de los ecosistemas forestales se ha evaluado siguiendo el criterio común establecido en la metodología, considerándose sus cinco dimensiones: física/infraestructuras, económica, social, política

o de gobernanza y ambiental. Por lo que respecta a la primera (vulnerabilidad física), la explotación del bosque requiere, entre otros, de pistas forestales que pueden sufrir deterioro por lluvias extremas, particularmente tras los incendios forestales, de manera particular los muy grandes y severos (Scott *et al.*, 2009). La elevada rugosidad del territorio forestal es un factor que contribuye a ello, pues los incendios se propagan mejor a favor de la pendiente (Viedma *et al.*, 2020). La concatenación de dos eventos extremos (incendio forestal y lluvia torrencial) puede tener consecuencias importantes sobre la estabilidad del terreno, particularmente en las zonas donde este tipo de lluvia es más propensa (e.g., áreas mediterráneas), a lo que, además, puede contribuir la gestión forestal postincendio (Francos *et al.*, 2019).

En cuanto a la vulnerabilidad económica, la más relevante, aunque no la única, es la relacionada con la explotación de la madera. En general, la industria de la madera o sus derivadas (mueble y papel) presenta un bajo grado de concentración espacial, con la excepción del papel, que muestra una mayor agregación. Durante la última década, el sistema se ha comportado con relativa estabilidad, con la única excepción de la crisis de 2008 (MITECO, 2024a), de la que ha logrado recuperarse, mostrando actualmente una tendencia al alza. Dado que el nivel de extracción es bajo, se puede considerar que el sector cuenta con un margen significativo para aumentar la obtención de materia prima ante disminuciones de crecimiento temporales debidas al cambio del clima.

La vulnerabilidad social se refiere al grado en que las poblaciones que viven dependientes de los bosques y sus servicios ecosistémicos (e.g., pequeños propietarios, normalmente de edad avanzada y con poca capacidad de gestión) son susceptibles a los impactos del cambio climático sobre estos ecosistemas, así como a su capacidad para afrontarlos y adaptarse. En general, la capacidad de hacer frente al cambio climático es menor cuanto menor sea el nivel de ingresos y, en este sentido, las poblaciones que viven del monte no son una excepción frente a poblaciones que dependen de otros sectores más avanzados y con mayores rentas. Por otro lado, el sector está muy atomizado, y la mayoría de los empleos que genera son de bajo nivel de formación y con un alto nivel de temporalidad (MITECO, 2020). No obstante, la persistencia en el tiempo de los servicios ligados a la producción forestal genera un mayor grado de empleos industriales y una mayor estabilidad de la población en las áreas forestales (Ortuño Pérez & Martín Fernández, 2006; Pérez *et al.*, 2013).

La vulnerabilidad relativa a la gobernanza se refiere al grado de regulación de los usos y gestión de los bosques, en tanto que si es deficiente puede afectar negativamente a su integridad. En lo que respecta a la planificación y gestión forestal sostenible, los bosques españoles están sujetos a instrumentos de ordenación forestal, así como a otras figuras de planificación y protección, nacionales o internacionales. En el año 2021, aproximadamente el 20% de los bosques estaban sometidos a ordenación forestal, el 41% a conservación mediante las figuras de espacio natural protegido (ENP) o Red Natura 2000, con, en su caso, sus correspondientes planes de uso y gestión. Considerando otras figuras internacionales de protección, la superficie total sometida a ordenación ascendía al 49%. Además, parte de la superficie forestal arbolada está sometida a certificación según el sistema FSC (Forest Stewardship Council) (2% de la superficie arbolada) o PEFC (Programa para el Reconocimiento de la Certificación Forestal) (13% de la superficie arbolada). Más aún, existen otras figuras de ordenación regional: planes de prevención de incendios, planes de ordenación de los recursos naturales, planes y proyectos silvopastoriles, planes de restauración hidrológico-forestal o planes cinegéticos, entre otros. En la medida en que estos planes permiten reducir el nivel de estrés sobre los bosques (e.g., reduciendo el grado de intervención humana sobre los mismos), o aumentar su capacidad de respuesta frente a los extremos climáticos (e.g., la reducción de la competencia intra o interespecífica facilita la persistencia de los individuos bajo situaciones de estrés hídrico) permite argüir que los bosques españoles gozan de un cierto nivel de gestión sostenible (Vadell *et al.*, 2022) y de protección frente a la variabilidad climática y el cambio climático, lo que disminuye su vulnerabilidad frente a tales cambios. La planificación a largo plazo, que incluye, entre otros factores, al cambio climático (e.g., Plan Forestal Español 2022-2032: Estrategia Forestal Española Horizonte 2050), como consecuencia de los

compromisos políticos nacionales e internacionales, permite pensar que el nivel de protección se mantendrá e incluso aumentará en el futuro, cambiando ciertos aspectos de su gestión para incluir la multifuncionalidad de los bosques, entre otros aspectos (Vadell *et al.*, 2022).

La vulnerabilidad ambiental o ecológica de los ecosistemas forestales hace referencia a su susceptibilidad y capacidad para afrontar y adaptarse a los impactos del cambio climático. Este aspecto es particularmente relevante en este sector, al ser un tipo de ecosistema el foco del riesgo. En términos generales, los ecosistemas forestales españoles son altamente diversos (e.g., más del 80% de los bosques tienen dos o más especies de árboles) (MAGRAMA, 2014; Sainz Ollero & Sánchez de Dios, 2011), debido a la diversidad de climas, sustratos y topografía. La tendencia es a aumentar su diversidad (Sánchez de Dios *et al.*, 2023). Por otro lado, nuestro territorio actuó como refugio durante la última glaciación, por lo que algunas especies pueden mantener aún una diversidad genética de estadios previos (López de Heredia *et al.*, 2007). El gradiente de disminución de las precipitaciones que existe desde el norte hasta el sur y sureste de la península ibérica lleva asociado un cambio en su variabilidad anual, siendo esta mayor cuanto menor es la precipitación anual (Rodríguez-Puebla *et al.*, 1998). Esto hace que nuestros ecosistemas forestales hayan sido seleccionados en ambientes muy variables de precipitación total y de variabilidad anual. Cuanto mayor haya sido la variabilidad anual, mayor su resistencia a cambios en las precipitaciones, mientras que lo contrario es esperable donde la variabilidad haya sido menor. Por ello, es esperable que su resistencia frente a las sequías también sea variada, lo que constituye un factor diferencial de vulnerabilidad al cambio climático, toda vez que se predice un aumento de las sequías con el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero (García-Valdecasas Ojeda *et al.*, 2021).

Otro factor de vulnerabilidad es el alto grado de fragmentación paisajística debido al uso tradicional durante siglos. Dado que la dispersión de semillas suele ser muy agregada y cercana a la fuente, esto puede dificultar la colonización de nuevas áreas por parte de las especies, especialmente en situaciones de abandono o tras perturbaciones que eliminan la población existente, como los incendios. No obstante, la superficie forestal española está aumentando, lo que contribuye a incrementar la conectividad (Estreguil *et al.*, 2013). Sin embargo, una mayor conectividad y carga de biomasa afectan positivamente a la propagación de los incendios (Viedma *et al.*, 2009), por lo que los efectos o beneficios de estos cambios paisajísticos dependen del tipo de bosque y las estrategias de colonización y regeneración de las especies tras una perturbación.

Un aspecto adicional de nuestros bosques es su alto grado de aislamiento, debido a que muchos de ellos están en zonas altas, discontinuas o que ocupan nichos climáticos o edáficos particulares. Esto hace que el tamaño de las poblaciones no sea grande, existiendo, además, especies que tienen una distribución restringida (e.g., *Abies pinsapo*, *P. uncinata*). Por otra parte, muchos de nuestros bosques actuales son el resultado de repoblaciones, las cuales se hicieron en algunos casos con materiales forestales de reproducción con objetivos específicos, más allá del restablecimiento natural del bosque (Albertos & Martínez, 2000), lo que puede añadir un factor de vulnerabilidad ante la situación de un clima cambiante. Por ello, es importante valorar la vulnerabilidad de los bosques en función de su origen.

El suelo es un factor crítico de la productividad de los ecosistemas forestales. La alta rugosidad del terreno, las altas pendientes y las bajas precipitaciones en algunas zonas, particularmente en las mediterráneas, hacen que los suelos estén poco desarrollados, y que su contenido en carbono orgánico (COS) sea bajo y pobre en nutrientes (Fernández-Getino & Duarte, 2015), lo que los hace más vulnerables frente a los cambios del clima, particularmente de la precipitación.

Para la evaluación de los riesgos de DT/DS se ha utilizado un marco similar, si bien los factores que los determinan son humanos, además del clima y el cambio climático (Huang *et al.*, 2020). No obstante, el foco se establecerá en la cuantificación del peligro, particularmente el derivado del cambio climático, toda vez que la investigación hasta ahora se ha centrado en este aspecto más que en la cuantificación del riesgo en sentido estricto (Burrell *et al.*, 2020; del Barrio *et al.*, 2016).

3.2 Factores de riesgo subyacentes

Cambio de usos del suelo: Desde mediados del siglo pasado, España ha sufrido cambios en los usos del suelo derivados del abandono agrícola y de la reforestación. Como consecuencia de ello, la superficie cubierta por bosques o matorrales ha aumentado. De igual manera, la fragmentación del terreno ha disminuido, y la conectividad ha aumentado (Estreguil *et al.*, 2013). Estos factores son importantes a efectos de la propagación de plagas e incendios.

Concentración atmosférica de CO₂: El CO₂ atmosférico es absorbido por las plantas en el proceso de la fotosíntesis para elaborar los compuestos orgánicos de los organismos fotosintéticos. La concentración actual es de unas 429 ppm, y supera la concentración preindustrial en un 54%⁶. El aumento de este gas atmosférico incrementa la productividad primaria bruta, así como la eficiencia del uso del agua, lo que puede permitir un mayor crecimiento vegetal con la misma cantidad de agua disponible (Cernusak *et al.*, 2019). Esto es importante en ambientes con baja disponibilidad de agua, como los mediterráneos, y en un contexto de aumento de las temperaturas y disminución de las precipitaciones debido al cambio climático.

Enfermedades y plagas: Las especies forestales están afectadas por diversas plagas y enfermedades, lo que causa defoliación, reducción del crecimiento e incluso la muerte de los árboles afectados, y son una de las principales causas del decaimiento forestal, por sí mismas o en interacción con otros factores abióticos (Linares *et al.*, 2014; Navarro-Cerrillo, 2025). En general, el estado de defoliación de los bosques españoles es del 25%, y su tendencia es creciente, siendo similar entre coníferas y latifolios (Michel *et al.*, 2024). La defoliación es mayor cuando las condiciones climáticas son menos favorables para la planta (Hernández-Lambraño *et al.*, 2024).

Especies exóticas invasoras: Las invasiones biológicas son uno de los principales motores de la pérdida de biodiversidad y del cambio ambiental, con un impacto significativo en el bienestar humano y los servicios ecosistémicos (Pyšek *et al.*, 2020; Roy *et al.*, 2024). Incluso pueden llegar a alterar el régimen de incendios (Arianoutsou y Vilà, 2012). El número de especies exóticas invasoras (EEI) ha aumentado rápidamente en todo el mundo en las últimas décadas (Roy *et al.*, 2023) y se espera que su número e impacto sigan aumentando (Seebens *et al.*, 2021). Su presencia puede suponer la aparición y propagación de patógenos que pueden afectar a diferentes elementos del patrimonio natural (Pyšek *et al.*, 2020). En España, los costes asociados a distintas campañas para revertir o mitigar las pérdidas y daños que causan estas especies ascendieron a 230,3 M€ desde 1997 hasta 2021, pasando de 3,5 M€/año antes del año 2000 a 13,2 M€/año en los últimos años (Angulo *et al.*, 2021).

Incendios forestales: Durante la última década, se produjeron en España un promedio de 13.111 incendios al año, que afectaron a 101.000 ha de media, de las cuales un 31,8% fueron arboladas y el resto desarboladas. En general, el número de incendios y la superficie quemada anualmente han disminuido, probablemente debido al aumento de la capacidad de lucha contra el fuego. No obstante, desde 2020 se ha producido un cambio de tendencia, debido a los extraordinarios episodios extremos de 2022 y 2025. En este último año, el área quemada se ha aproximado por primera vez en tres décadas a las 400.000 ha (ver Cuadro 1). Del total quemado, la afección a superficies arboladas está disminuyendo, mientras que las de no arboladas está aumentando. Por otro lado, las condiciones de peligro, medidas por el índice FWI del sistema canadiense, han aumentado debido al cambio climático. Igualmente, la peligrosidad del territorio ha aumentado debido, entre otros, al aumento de la superficie forestal (Urbieta *et al.*, 2019).

La Figura 4.1 representa de forma esquemática todos los componentes previamente descritos: los peligros climáticos, los elementos más expuestos del sector a ellos, las diferentes vulnerabilidades y otros factores

⁶ <https://keelingcurve.ucsd.edu/> Volcado el 4 de julio de 2025

subyacentes del riesgo. Este esquema sigue el marco común establecido en la *Guía Técnica para una Evaluación Integral de Riesgos y Planificación en el Contexto de Cambio Climático*, desarrollada por la Oficina de Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres (UNDRR, 2022). En general, este modelo conceptual facilita la comprensión, visualización y priorización de los distintos componentes y sitúa en el centro del marco los riesgos relevantes que caracterizan el sector.

VERSIÓN NO EDITADA

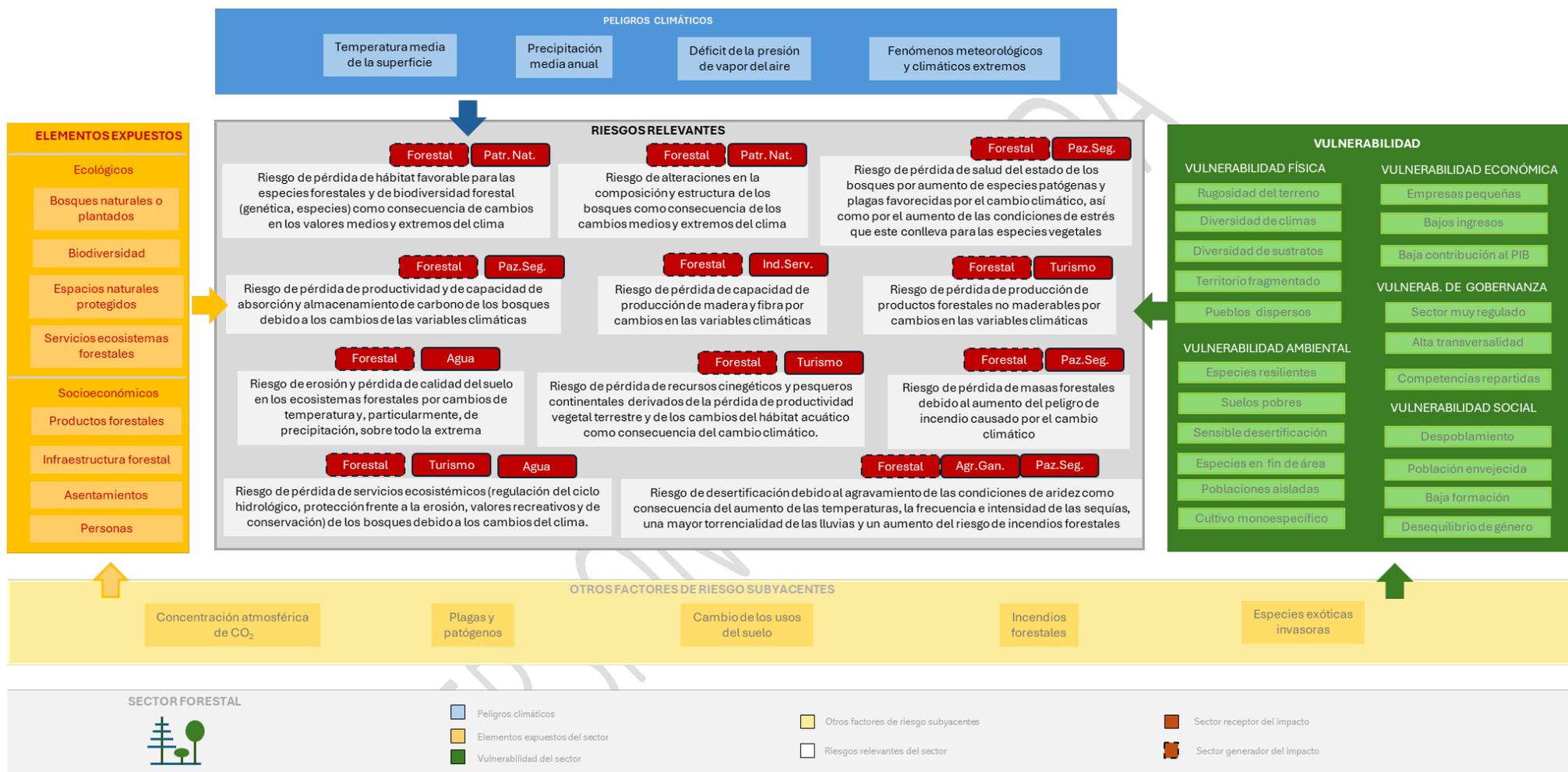


Figura 4.1. Modelo conceptual de los riesgos del sector forestal, la desertificación y la caza y pesca continental.

4. DESCRIPCIÓN DE LOS RIESGOS: RIESGOS RELEVANTES

El análisis de la bibliografía ha permitido identificar los riesgos relevantes del sector forestal. Asimismo, la aplicación posterior de un análisis multicriterio común a todos los sectores ha facilitado la identificación de aquellos que resultaron clave. En total se han identificado 11 riesgos relevantes (RR) (Tabla 4.1), de los cuales 6 se consideran riesgos clave (RC) (ver descripción detallada más adelante). A continuación, se ofrece una descripción abreviada de los riesgos relevantes (RR) que no se consideran clave, para luego hacer un análisis más extenso de estos últimos en la siguiente sección, según el análisis multicriterio aplicado.

Tabla 4.1. Listado de riesgos relevantes (RR) y riesgos clave (RC) del sector forestal, la desertificación y la caza y pesca continental.

Id.	Subsistemas	Riesgo Relevante	Riesgo Clave
RR4.1	Estructura	Riesgo de pérdida de hábitat favorable para las especies forestales y de biodiversidad forestal (genética, especies) como consecuencia de cambios en los valores medios y extremos del clima.	
RR4.2	Estructura	Riesgo de alteraciones en la composición y estructura de los bosques como consecuencia de los cambios medios y extremos del clima.	RC4.1
RR4.3	Estructura	Riesgo de pérdida de salud del estado de los bosques por aumento de especies patógenas y plagas favorecidas por el cambio climático, así como por el aumento de las condiciones de estrés que este conlleva para las especies vegetales.	
RR4.4	Estructura	Riesgo de erosión y pérdida de calidad del suelo en los ecosistemas forestales por cambios de temperatura y, particularmente, de precipitación, sobre todo la extrema.	RC4.2
RR4.5	Función	Riesgo de pérdida de productividad y de capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques debido a los cambios de las variables climáticas.	RC4.3
RR4.6	Función	Riesgo de pérdida de capacidad de producción de madera y fibra por cambios en las variables climáticas.	
RR4.7	Función	Riesgo de pérdida de producción de productos forestales no maderables por cambios en las variables climáticas.	
RR4.8	Función	Riesgo de desertificación debido al agravamiento de las condiciones de aridez como consecuencia del aumento de las temperaturas, la frecuencia e intensidad de las sequías, una mayor torrencialidad de las lluvias y un aumento del riesgo de incendios forestales.	RC4.4
RR4.9	Estructura	Riesgo de pérdida de masas forestales debido al aumento del peligro de incendio causado por el cambio climático.	RC4.5
RR4.10	Función	Riesgo de pérdida de servicios ecosistémicos (regulación del ciclo hidrológico, protección frente a la erosión, valores recreativos y de conservación) de los bosques debido a los cambios del clima.	RC4.6

Id.	Subsistemas	Riesgo Relevante	Riesgo Clave
RR4.11	Función	Riesgo de pérdida de recursos cinegéticos y pesqueros continentales derivados de la pérdida de productividad vegetal terrestre y de los cambios del hábitat acuático como consecuencia del cambio climático.	

4.1 RR4.1 Riesgo de pérdida de hábitat favorable para las especies forestales y de biodiversidad forestal (genética, especies) como consecuencia de cambios en los valores medios y extremos del clima.

El clima es uno de los principales determinantes de la distribución de las especies, por lo que se usa como base para modelizar su distribución (Pearson & Dawson, 2003). Los bosques españoles son ricos en especies, ya que tienen una componente mediterránea principal, junto a otras de naturaleza atlántica y alpina, en zonas en final de área, más otra macaronésica. Conforme las especies se alejan de su óptimo climático, disminuye su productividad, su capacidad reproductiva y sus tasas de reclutamiento, al tiempo que aumenta su sensibilidad a la falta de agua y su mortalidad (Benavides *et al.*, 2013; Hackett-Pain *et al.*, 2016; Rubio-Cuadrado *et al.*, 2021). El estrés climático, además, puede disminuir la capacidad de respuesta a los parásitos y a la competencia interespecífica (Blanco-Cano *et al.*, 2022).

En las últimas décadas se han observado cambios en la distribución de algunas especies que muestran ascensos altitudinales compatibles con el calentamiento global, aunque no pueda descartarse un efecto debido a los cambios de uso del suelo (Ameztegui *et al.*, 2016; Peñuelas *et al.*, 2007). No obstante, cambios similares se han dado aun cuando el uso del suelo no ha sido importante, y reflejan la mediterraneización de las zonas de influencia atlántica, conforme al calentamiento observado. En general, los efectos son particularmente visibles en los límites meridionales y a baja altitud de la distribución de las especies (Hampe & Petit, 2005). Así, las especies mediterráneas, adaptadas a condiciones más cálidas y secas (e.g., *Q. ilex*), tienden a expandirse, mientras que aquellas propias de ambientes más húmedos y fríos muestran una tendencia al retroceso. (e.g., *Fagus sylvatica*, *P. sylvestris*) (Hernández *et al.*, 2017).

La vulnerabilidad principal de las especies forestales está relacionada con su alta diversidad (González-García *et al.*, 2024; Ruiz-Labourdette *et al.*, 2011). Asimismo, aumenta en las zonas de transición, en los refugios climáticos y en las distribuciones fragmentadas. Estas situaciones son particularmente importantes en zonas de montaña en los límites meridionales de la distribución de las especies (Blanco-Cano *et al.*, 2022). (Del Barrio *et al.*, 2021)

El cambio climático modificará el nicho climático de las especies forestales españolas, que tenderán a desplazarse hacia el norte y en altitud, tendencia que es mayor en escenarios de altas emisiones de gases de efecto invernadero. Se calcula una contracción del área de distribución de las coníferas de alta montaña (e.g., *P. sylvestris*, *P. uncinata*, *A. alba*, *A. pinsapo*), de las especies atlánticas (*Q. petraea*, *Q. robur*, *F. sylvatica*, *Fraxinus excelsior*) y de las propias de ambientes mediterráneos más demandantes de humedad (*Q. pyrenaica*, *Q. suber*, *Q. canariensis*) y una expansión de las especies mediterráneas más tolerantes a la sequía (*Q. ilex*, *P. halepensis*) (Benito Garzón *et al.*, 2008; del Río *et al.*, 2021; Dyderski *et al.*, 2018; López-Tirado & Hidalgo, 2018; Ruiz-Labourdette *et al.*, 2012; Vessella *et al.*, 2017). No obstante, dado el retraso que los ecosistemas muestran para transitar entre estados en respuesta a variaciones climáticas rápidas, es esperable que los desajustes con el clima real sean la norma en las próximas décadas (Fastovich *et al.*, 2025).

El área idónea para el cultivo del *Eucalyptus* aumentará (López-Sánchez *et al.*, 2021). En las Islas Canarias, *P. canariensis* se está expandiendo en las zonas altas y lo seguirá haciendo en altitud (Bello-Rodríguez *et al.*, 2019; Del Arco & Garzón-Machado, 2012). La laurisilva está sufriendo decaimiento en algunas islas

(Fernandez-López *et al.*, 2022), y se prevé que su área se reduzca (Del Arco & Garzón-Machado, 2012). No obstante, se anticipa un posible descenso altitudinal de las zonas de nubes (Harter *et al.*, 2015).

Aunque las técnicas de modelización están sujetas a alta incertidumbre (Santini *et al.*, 2021), asumiendo una capacidad limitada de dispersión de las especies, todo indica que sufrirán estrés climático en amplias zonas de su distribución. Muchas especies tienen diversidad genética y plasticidad fenotípica que les permite adaptarse a las nuevas condiciones (Dorado-Liñán *et al.*, 2019; Leites & Benito Garzón, 2023). Existen planes y acciones reductoras del riesgo, como las contempladas en el Plan Forestal Español 2022-2032 (MITECO, 2023b) o en la Estrategia Forestal Española 2050 (MITECO, 2023a). Aunque una gestión forestal adecuada puede facilitar la adaptación, esta es difícil de implementar en toda la superficie en riesgo.

4.2 RR4.3 Riesgo de pérdida de salud del estado de los bosques por aumento de especies patógenas y plagas favorecidas por el cambio climático, así como por el aumento de las condiciones de estrés que este conlleva para las especies vegetales.

En España está contemplada la gestión integrada de 76 enfermedades o especies plaga causantes del decaimiento de las masas forestales de quercíneas, coníferas, frondosas y eucaliptos (MAPA, 2016, 2017, 2018, 2021). De estas, algunas de las más relevantes debido a su impacto económico y ambiental son la procesionaria del pino (*Thaumetopoea pityocampa*), diferentes escolítidos barrenadores de coníferas de los géneros *Scolytus*, *Tomicus* e *Ips*, así como el oomiceto (*Phytophthora cinnamomi*) que constituye uno de los principales factores desencadenantes de la “seca” en los encinares y alcornoques en la península ibérica.

Los niveles de defoliación aumentan significativamente en lugares con una alta intensidad de plagas (Hernández-Lambraño *et al.*, 2024) y pueden verse favorecidos por el cambio climático debido a un debilitamiento fisiológico de las especies vegetales. El estado general del arbolado en España en los últimos 30 años muestra una progresiva disminución del porcentaje de árboles sanos (MITECO, 2023b). El cambio climático, junto con el abandono de muchas zonas forestales, ha evidenciado vulnerabilidades que amenazan la conservación de los bosques, al debilitar los árboles y hacerlos más susceptibles a plagas y enfermedades (Allen *et al.*, 2010; MITECO, 2023a; Natalini *et al.*, 2016; Trumbore *et al.*, 2015). La exposición prolongada a periodos de sequía puede reducir el vigor de los árboles y, por tanto, su resistencia, aumentando su susceptibilidad al ataque de parásitos y patógenos (FAO & Plan Bleu, 2018), especialmente en paisajes fuertemente antrópicos (Azcárate *et al.*, 2023). En las masas vulnerables, la seca afecta con mayor probabilidad a los árboles debilitados por la sequía y en zonas con condiciones climáticas adversas (A. López-Sánchez *et al.*, 2021), aunque la relación entre el aumento de la temperatura y los niveles de afectación por hongos no es siempre lineal (Serra-Varela *et al.*, 2017). El estrés hídrico moderado o intermitente favorece el ataque de plagas de defoliadores, mientras que el prolongado favorece principalmente las plagas de insectos xilófagos (Rouault *et al.*, 2006) (e.g. la mortalidad de las larvas del taladrador del eucalipto [*Phoracantha semipunctata*] es menor y su peso mayor cuando crecen en árboles sometidos a estrés hídrico prolongado) (Caldeira *et al.*, 2002). El aumento de las temperaturas puede acelerar el desarrollo y la reproducción de diferentes organismos, aumentando directamente la presión de infestación (Bale *et al.*, 2002).

Se estima que para 2100, algunas especies con alto valor económico en la península ibérica, como *P. sylvestris* o *Q. robur*, estarán en el límite o fuera de su nicho climático actual (Schueler *et al.*, 2014). Para 2050, *P. pinaster* verá reducida su idoneidad ambiental por toda su distribución ibérica, mientras que su principal plaga, el chancro resinoso, producido por el hongo *Fusarium circinatum*, limitará su incidencia a la zona noroccidental de la península (Serra-Varela *et al.*, 2017). Por otro lado, el calor y la reducción de la

humedad pueden alterar la tasa reproductiva de ciertos insectos, incrementando una generación anual extra (Jönsson *et al.*, 2007) o favoreciendo la supervivencia en los estados larvarios durante el invierno (Battisti *et al.*, 2005). Las modificaciones en las condiciones abióticas favorecen la expansión altitudinal y latitudinal del rango de distribución de especies plaga. Por ejemplo, en la procesionaria del pino, el aumento de las temperaturas nocturnas incrementa la actividad de vuelo de las hembras, lo que les permite dispersarse a mayores distancias (Battisti, 2006; Robinet *et al.*, 2007).

Dado que el umbral de mortalidad por sequía y estrés térmico de las especies arbóreas está fuertemente ligado al ámbito regional y local (FAO & Plan Bleu, 2018), las acciones de adaptación al cambio climático deben basarse en el manejo sostenible y adaptativo de las masas forestales (Astigarraga *et al.*, 2020).

4.3 RR4.6 Riesgo de pérdida de capacidad de producción de madera y fibra por cambios en las variables climáticas.

La productividad forestal está mediada en gran parte por la temperatura y las precipitaciones (Boisvenue & Running, 2006). Por ello, el aumento de las condiciones de aridez previsto con el cambio climático para España (Masson-Delmotte *et al.*, 2021), así como la ocurrencia cada vez más frecuente de perturbaciones extremas derivadas de dicho cambio (e.g., sequías prolongadas, olas de calor, grandes incendios forestales, ataque de plagas y enfermedades, etc.) podría afectar de manera negativa a los aprovechamientos forestales, entre otros servicios ecosistémicos (Balzan *et al.*, 2020; Morán-Ordóñez *et al.*, 2021).

Actualmente, la superficie forestal española alberga un total de 1.175 Mm³ de madera con corteza, con un crecimiento anual de 47 Mm³ (MITECO, 2024a). Todo ello asciende a un valor económico de 1.036 M€ (MITECO, 2020), lo que supone aproximadamente un 0,1% del PIB, por lo que se espera que el impacto económico de este riesgo sea limitado. Sin embargo, se estima que decenas de miles de personas empleadas en el sector forestal podrían verse afectadas, al igual que los territorios donde se concentra la producción de madera, esto es, Galicia (53% de la producción total), seguida de Castilla y León, País Vasco y Asturias (28% en conjunto) (MITECO, 2024a).

El volumen de cortas ha tenido una tendencia al alza durante los últimos 20 años (MITECO, 2024a), debido a un aumento de la productividad en los bosques durante el siglo pasado y comienzos de este a consecuencia del efecto fertilizador del aumento del CO₂ atmosférico, así como del alargamiento de la estación de crecimiento que provocan unas temperaturas más altas (Díaz-Martínez *et al.*, 2023; Sabaté *et al.*, 2015). Las existencias maderables también han aumentado debido a las repoblaciones forestales (más de 430.000 ha entre 2000 y 2020), la forestación de tierras agrarias o la regeneración natural de zonas abandonadas debido al despoblamiento rural (MITECO, 2021).

Sin embargo, evidencias y fuentes recientes (MITECO, 2024b) indican que la productividad de los bosques podría estar disminuyendo como consecuencia de las nuevas condiciones climáticas (Astigarraga *et al.*, 2020; Tijerín-Triviño *et al.*, 2025). En ese sentido, las especies que más se cortan en España son *Eucalyptus* sp. pl. (37% del volumen total de cortas), *P. radiata* (23%) y *P. pinaster* (17%) (MITECO, 2024a), por lo que la evolución de este riesgo en el futuro dependerá en gran medida de la respuesta de estas especies frente al cambio climático.

Se estima que el territorio climáticamente apto para *E. globulus* podría aumentar significativamente en el interior de Galicia y reducirse ligeramente en el resto del norte de España para el periodo 2050-2070 (López-Sánchez *et al.*, 2021), lo que podría repercutir en la productividad de la especie en dichas zonas. La idoneidad del hábitat de *P. radiata*, por el contrario, podría verse reducida de forma considerable, con descensos respecto a la superficie actual de entre el 50% y el 60% (González-Díaz *et al.*, 2020), lo que implicaría una reducción de su productividad. Por su parte, *P. pinaster* también podría ver disminuida su

productividad hasta 2100 bajo escenarios de cambio climático futuros medios y altos (B2 y A2) (González-Muñoz *et al.*, 2014).

Con todo, no se espera que el cambio climático pueda tener un efecto directo importante sobre la capacidad de producción de madera y fibra hasta la segunda mitad del siglo, cuando las mayores condiciones de aridez ya no podrán ser compensadas por el efecto fertilizador del aumento del CO₂ atmosférico y el aumento de temperaturas (Balzan *et al.*, 2020; Sabaté *et al.*, 2015). En cualquier caso, existen evidencias de que la sustitución de las técnicas convencionales de manejo forestal, enfocadas únicamente a la producción, por otras de manejo sostenible y adaptativo frente al cambio climático, podrían paliar parcialmente la pérdida de productividad de estos bosques en el futuro (e.g. Astigarraga *et al.*, 2020; Bravo *et al.*, 2017; Keenan, 2015; Ruiz-Peinado *et al.*, 2017), como así lo demuestran las proyecciones de la productividad a futuro que incluyen el manejo forestal en sus modelos (Pilli *et al.*, 2022). Las directrices del Plan Forestal Español 2022-2032 (MITECO, 2023b) o la Estrategia Forestal Española 2050 (MITECO, 2021) contemplan algunos de estos cambios.

4.4 RR4.7 Riesgo de pérdida de producción de productos forestales no maderables por cambios en las variables climáticas.

Los bosques proveen productos no maderables, cuya explotación está ampliamente distribuida por el territorio, destacando: el corcho de *Q. suber* (Andalucía, Extremadura y Cataluña), la resina de *P. pinaster*, el piñón de *P. pinea* (Castilla y León), las setas y la trufa (Aragón, Castilla y León y Cataluña) y la castaña de *Castanea sativa* (Galicia) (MITECO, 2024a).

La producción de algunos de estos recursos es muy sensible a las variaciones climáticas, particularmente a la sequía, como el corcho (Camarero *et al.*, 2024; Pérez-Girón *et al.*, 2022), la resina (Rodríguez-García *et al.*, 2015), el piñón (Calama *et al.*, 2020), los hongos (Alday *et al.*, 2017; Morera *et al.*, 2024) o la castaña (Pereira *et al.*, 2011). Las interacciones con otras perturbaciones pueden, igualmente, afectar al riesgo. Por ejemplo, el alcornoque es sensible al fuego o a las plagas tras la extracción del corcho (Catry *et al.*, 2012; Tiberi *et al.*, 2016); la producción de setas silvestres también es sensible al fuego (Turiel-Santos *et al.*, 2024); la producción de piñones a las plagas (Calama *et al.*, 2020); la de castaña a patógenos invasores (Romay-Río *et al.*, 2024).

El cambio climático disminuye la superficie idónea de *Q. suber*, con pérdidas sustantivas en el sur (López-Tirado & Hidalgo, 2018), amenazando parte de las forestaciones llevadas a cabo a finales del siglo pasado (Duque-Lazo *et al.*, 2018), y aumentando el período de rotación del descortezado por la mayor sequía (Leite *et al.*, 2019). Las propiedades del corcho, sin embargo, no se verán amenazadas (Leite *et al.*, 2020).

Las altas temperaturas y las bajas precipitaciones disparan la mortalidad de los árboles de *P. pinaster* resinados, lo que aumenta bajo condiciones de sequía. La alta densidad del rodal y la madurez de los árboles predisponen al decaimiento. Además, con el cambio climático, *P. pinaster* puede verse desplazado por *P. pinea* en los bosques mixtos; los veranos con sequía prolongada reducirán la producción de resina (Calama *et al.*, 2023; Rodríguez-García *et al.*, 2015). El cambio climático supondrá un desplazamiento del área de distribución potencial de *P. pinea* hacia el norte, desapareciendo de las zonas meridionales (Akyol *et al.*, 2020). Se espera que, cuanto mayor sea el calentamiento y la correspondiente frecuencia de sequías, aumente la mortalidad de los árboles y disminuya la producción de piñas (Pardos *et al.*, 2015) y piñones (Mutke *et al.*, 2005).

El cambio climático desplazará la idoneidad del nicho climático de *Castanea sativa* hacia el norte (disminuyendo de las zonas del sur y centro peninsulares) y en altitud (Álvarez-Álvarez *et al.*, 2025). El riesgo de pérdida de hábitat y función de los castaños aumentará cuanto mayor sean las emisiones de gases de

efecto invernadero y el consiguiente calentamiento global (Pérez-Girón *et al.*, 2022). El aumento del estrés hídrico que este conlleva disminuye la producción y calidad de las castañas (Fernandes *et al.*, 2022).

El cambio climático, especialmente bajo escenarios altos en emisiones en los que se intensifican la aridez y las altas temperaturas, producirá una disminución de la producción de trufa (Thomas & Büntgen, 2019). Igualmente, estas condiciones producirán una disminución de setas silvestres, un cambio en la composición de la comunidad fúngica y un desplazamiento en altitud de algunas de sus especies (Herrero *et al.*, 2019; Morera *et al.*, 2024), si bien algunos trabajos no proyectan cambios en la producción (Karavani *et al.*, 2018).

La gestión forestal es importante para la adaptación, si bien es específica de cada producto, ya que la producción puede aumentar o no, dependiendo del objetivo (Herrero *et al.*, 2019; Martins *et al.*, 2011). Por otra parte, la gestión adaptativa puede reducir los impactos negativos del cambio climático sobre la producción de corcho (Palma *et al.*, 2015). La adaptación en *P. pinea* para la producción de piñones requerirá disminuir la competencia intraespecífica (Moreno-Fernández *et al.*, 2013), aumentar la fertilización y, donde sea posible, la irrigación (Freire *et al.*, 2019). Igualmente, los aclareos pueden incrementar la producción de resina en *P. pinaster* (Rodríguez-García *et al.*, 2015). Aunque los impactos de este riesgo no son de gran magnitud, resultan relevantes para las áreas rurales dependientes de estos recursos (Sánchez González *et al.*, 2020).

4.5 RR4.11. Riesgo de pérdida de recursos cinegéticos y pesqueros continentales derivados de la pérdida de productividad vegetal terrestre y de los cambios del hábitat acuático como consecuencia del cambio climático.

En España se observa una tendencia decreciente en el número de licencias de caza en los últimos 10 años; sin embargo, el número de animales abatidos ha aumentado, así como el peso medio de estos (MITECO, 2024a). Respecto a la pesca continental, el número de licencias de pesca muestra una tendencia decreciente desde los últimos 20 años, pero no se dispone de información precisa sobre cifras de capturas de especies piscícolas (MITECO, 2024a).

Las modificaciones ocasionadas por el cambio climático en la fenología, distribución y abundancia de las especies cinegéticas (Both & Visser, 2001; Cotton, 2003; Vähätalo *et al.*, 2004) y piscícolas (Crozier & Hutchings, 2014) se ven condicionadas por el efecto de la presión humana sobre los ecosistemas por factores sociales, económicos y culturales que evolucionan a lo largo del tiempo (Gaspar *et al.*, 2025; Davoli & Svenning, 2024).

El incremento de la temperatura media invernal debido al cambio climático tiene un efecto en los patrones migratorios, especialmente el de las aves acuáticas objeto de caza, como son el ánade rabudo (*Anas acuta*) y la cuchara común (*Spatula clypeata*), para las que se ha observado una llegada más temprana a sus zonas de cría (Vähätalo *et al.*, 2004). Sin embargo, el impacto de la temperatura no siempre es directo, ya que puede desencadenar efectos en cascada. A través de cambios en la producción primaria y en la fenología de los insectos, puede producirse una desincronización entre la reproducción de las especies y la disponibilidad de alimento. Es el caso de la tórtola (*Streptopelia turtur*), cuya época reproductiva se acorta y el inicio de la migración se adelanta, debido a una menor disponibilidad de semillas (Browne & Aebischer, 2003, 2004). Esta asincronía ocurre de forma diferenciada entre las especies migratorias (Both & Visser, 2001), pero también en las residentes (Stenseth & Mysterud, 2002).

La pérdida de recursos cinegéticos debida al cambio climático está principalmente asociada a la disminución de la productividad vegetal terrestre y los recursos limitantes, como el agua, como consecuencia del aumento de las temperaturas y los cambios en la precipitación (European Environmental Agency, 2024; Feyen, 2020; MITECO, 2024a; Sanz, 2020). Se calcula que el efecto beneficioso inicial del

aumento de CO₂ atmosférico sobre la productividad primaria y el crecimiento vegetal se verá limitado debido a la falta de nitrógeno y fósforo disponibles en el suelo (Wang et al., 2020), lo que tendrá consecuencias en el estado de las poblaciones cinegéticas (Davoli & Svenning, 2024). Por su parte, la pérdida de recursos pesqueros continentales como consecuencia del cambio climático está asociada a la alteración de los hábitats acuáticos, debido al aumento de las temperaturas, la alteración del caudal de los ríos y a la entrada de especies exóticas invasoras (Ayllón et al., 2021; Cano-Barbacil et al., 2024; Santiago et al., 2020).

Para algunas poblaciones cinegéticas, como las ibéricas de ciervo (*Cervus elaphus*), se espera un aumento de los períodos de estrés, lo que aumentará su dependencia de la gestión de la población (agua, alimento, traslados), con sus consiguientes riesgos genéticos (Fernandez-de-Mera et al., 2009; Gort-Esteve et al., 2024) y sanitarios (Vicente et al., 2007). El conejo (*Oryctolagus cuniculus*) verá reducida la duración y aumentada la variabilidad de sus periodos reproductivos en la península ibérica como consecuencia del proceso de desertificación de los ecosistemas mediterráneos, lo que tendrá un impacto negativo sobre sus poblaciones (Tablado & Revilla, 2012). El aumento de las temperaturas y los cambios en los patrones de precipitación afectan a la disponibilidad de hábitats adecuados para las aves acuáticas. Como consecuencia, se prevé una reducción del área de cría de estas especies, así como un desplazamiento latitudinal hacia el norte (Guillemain et al., 2013; Soutan et al., 2022).

Con respecto a la pesca, los escenarios de cambio climático prevén un incremento de la temperatura del aire que, a su vez, provocará un aumento en la temperatura del agua (Anthesis Lavola, 2021). Este cambio térmico puede comprometer de forma particular la pesca de especies de agua fría, como la trucha común (*Salmo trutta*), en los ríos mediterráneos (Ayllón et al., 2021), debido al creciente riesgo de pérdida de hábitats adecuados, principalmente en especies que se encuentran en el límite de su rango latitudinal o altitudinal de su distribución (Cano-Barbacil et al., 2024; Santiago et al., 2020). El aumento de la temperatura media del agua y la construcción de represas favorecerá la presencia de especies exóticas como el siluro (*Silurus glanis*), comprometiendo aún más la viabilidad de la biodiversidad de peces de agua dulce, especialmente las especies endémicas ibéricas con alto valor piscícola, como los barbos autóctonos (*Luciobarbus* spp.) (Cano-Barbacil et al., 2022; Encina et al., 2024).

Los efectos negativos observados y previsibles pueden revertirse parcialmente mediante acciones específicas (e.g., repoblaciones, sueltas), que requieren recursos significativos, tanto más cuanto mayor sea el nivel de afectación de dichas poblaciones. En la actualidad, se apuesta por una gestión cinegética adaptativa ante las condiciones ambientales cambiantes, basada en el monitoreo periódico de la presión cinegética y pesquera sobre las poblaciones animales y en la evaluación periódica de las medidas adoptadas (MITECO, 2022a, 2024a). Sin embargo, las repoblaciones de especies piscícolas podrían no ser efectivas, ya que las altas temperaturas y la disminución de los caudales reducen significativamente la capacidad de carga de los ríos, especialmente para los peces adultos. Por tanto, esta medida de gestión solo resulta útil cuando la población de adultos se encuentra por debajo de dicha capacidad (Arlinghaus, 2016).

5. RIESGOS CLAVE

Los riesgos clave son aquellos potencialmente graves que ya pueden manifestarse en el presente y cuya severidad⁷ puede aumentar con el tiempo debido a cambios en la naturaleza de los peligros, en la exposición o en la vulnerabilidad (IPCC, 2022). Para la identificación de los riesgos clave del sector forestal, los once riesgos relevantes, previamente descritos, se sometieron a un proceso de priorización a través de la aplicación de un análisis multicriterio (AMC). Los criterios establecidos en el AMC tomaron como referencia los definidos por el IPCC (2022) y la escala establecida se inspiró en el marco empleado por el Reino Unido en su evaluación de riesgos (Betts & Brown, 2021) y en el estudio de los riesgos climáticos de Europa (EEA, 2024).

La aplicación de dichos criterios al sector forestal, la desertificación, la caza y pesca continental ha resultado en los siguientes 6 riesgos clave (RC):

- RR4.2 Riesgo de alteraciones en la composición y estructura de los bosques como consecuencia de los cambios medios y extremos del clima (RC4.1).
- RR4.4 Riesgo de erosión y pérdida de calidad del suelo en los ecosistemas forestales por cambios de temperatura y, particularmente, de precipitación, sobre todo la extrema (RC4.2).
- RR4.5 Riesgo de pérdida de productividad y de capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques debido a los cambios de las variables climáticas (RC4.3).
- RR4.8 Riesgo de desertificación debido al agravamiento de las condiciones de aridez como consecuencia del aumento de las temperaturas, la frecuencia e intensidad de las sequías, una mayor torrencialidad de las lluvias y un aumento del riesgo de incendios forestales (RC4.4).
- RR4.9 Riesgo de pérdida de masas forestales debido al aumento del peligro de incendio causado por el cambio climático (RC4.5).
- RR4.10 Riesgo de pérdida de servicios ecosistémicos (regulación del ciclo hidrológico, protección frente a la erosión, valores recreativos y de conservación de los bosques) debido a los cambios del clima (RC4.6).

El RR4.4 se desarrollará parcialmente como RC4.2 y se centrará en el análisis de los ecosistemas forestales, usando el contenido de carbono orgánico del suelo como principal descriptor de la calidad. Por su parte, el análisis de la erosión también se aborda en el RR4.8 (RC4.4) “Riesgo de aumento de desertificación...”, aunque con un alcance más amplio ya que aplica a todo el territorio, no solo al forestal.

A continuación, se describe en profundidad cada uno de los riesgos clave identificados.

5.1 RC4.1 Riesgo de alteraciones en la composición y estructura de los bosques como consecuencia de los cambios medios y extremos del clima

Introducción al riesgo

Este riesgo aborda los efectos derivados del cambio climático sobre la estructura y composición de las especies de los bosques españoles. La temperatura y la precipitación, además de otras variables climáticas, determinan la estructura y composición de los bosques y las perturbaciones a las que están expuestos, e interactúan con las acciones antrópicas. El cambio climático puede alterar el nicho climático de las especies, cambiando así las comunidades que forman, así como su demografía, abundancia y estructura espacial

⁷ Aunque frecuentemente se usa severidad, del inglés “severity”, el uso de gravedad sería también correcto.

vertical u horizontal (Astigarraga *et al.*, 2020; Camarero *et al.*, 2025). El motivo para considerarlo como riesgo clave se debe principalmente a la amplia extensión de territorio que podría verse afectada. Cualquier cambio en la composición y estructura de los bosques implica una escasa capacidad de recuperación de esta composición una vez superados ciertos umbrales.

Los bosques españoles actuales son el resultado de miles de años de acción antrópica sobre ellos mediante el pastoreo, el uso del fuego, la poda y la tala, entre otras muchas acciones (Valbuena-Carabaña *et al.*, 2010). Como consecuencia de ello, su superficie alcanzó el mínimo después de la Guerra Civil, aumentando desde entonces hasta nuestros días de forma continua debido a la reforestación, la forestación y el abandono. Desde 1940 hasta 2013 se plantaron en España 5,15 Mha, para lo que, hasta 1985, se usaron en su gran mayoría especies de *Pinus* (por orden de importancia: *P. pinaster*, *P. sylvestris*, *P. halepensis*, *P. nigra*, *P. pinea* y *P. radiata*) y *Eucalyptus*. Posteriormente se añadieron otras especies, particularmente *Quercus* (Vadell Guiral *et al.*, 2019). En general, las plantaciones de pinos se han llevado a cabo en sitios cuyo clima y suelo no siempre eran iguales a los de los pinares naturales que restauraban. Igualmente, las plantaciones difieren en su estructura y composición de un bosque natural, y suelen tener una mayor densidad y homogeneidad de tamaños, al tiempo que una menor riqueza de especies leñosas y menor reclutamiento que estos. Estas diferencias varían entre especies, siendo más acusadas en los pinos de montaña que en los mediterráneos (Ruiz-Benito *et al.*, 2012).

Como consecuencia de ello, nos encontramos con bosques jóvenes, muchos de ellos de origen antrópico, en diferente estado de sucesión tras su abandono o plantación. La densidad media de pies menores es de 637 ind. ha⁻¹ y la de pies mayores de 438 ind. ha⁻¹, con una ratio de solo 1,45 pies menores/pies mayores. Además, la distribución de pies menores es muy desigual entre especies, pues solo *Q. ilex* y *Q. pyrenaica*, que se regeneran por rebrote de raíz, comprenden más del 50% de ellos⁸. Su estructura está desequilibrada hacia los árboles de menor fuste, ya que los menores (clase diamétrica de 10 cm) suponen el 66,6% y los más grandes (clases ≥40 cm) el 1,6% (MITECO, 2024a).

La abundancia del arbolado (expresada en metros cúbicos de madera por hectárea, como variable subrogada de la biomasa) varía geográficamente, en parte, según el eje norte-sur. Así, esta es muy alta y mayor en la región atlántica que en las otras regiones (alpina, mediterránea y macaronésica). Las provincias con representación alpina presentan niveles muy variables, desde muy altos (Navarra) a muy bajos (Lérida). En la región mediterránea, las provincias de la vertiente mediterránea presentan valores altos en Cataluña y medios en el resto, hasta Cádiz, incluyendo las Islas Baleares. El mismo eje en el lado occidental presenta valores medios en León, bajos desde Zamora a Badajoz y muy bajos en Huelva (MITECO, 2024a).

En los bosques de pinos (*P. halepensis*, *P. pinea*, *P. pinaster*, *P. nigra* y *P. sylvestris*), el tipo de bosque (natural o plantado) es un factor significativo de su reclutamiento y del de *Quercus*, de manera que son mayores en los bosques naturales que en los plantados. Además, un conjunto de variables climáticas (principalmente la precipitación), bióticas (densidad de pies o área basimétrica) y antrópicas (incendios forestales, distancia al bosque más cercano de *Quercus* para el establecimiento de esta especie) determina el reclutamiento. En general, los mayores valores de reclutamiento se producen a valores intermedios de los distintos factores, aunque varían según el tipo de bosque. En el caso del fuego, la relación es lineal e inversa, de manera que el reclutamiento disminuye con el aumento de la frecuencia de incendios (Ruiz-Benito *et al.*, 2012).

Los bosques españoles tienen una riqueza media de 4 especies de árboles y 5 especies de arbustos (Pescador *et al.*, 2022). El 83 % de la superficie cuenta con más de dos especies de árboles o arbustos, y el

⁸ Datos del tercer inventario forestal nacional (IFN3, completado en 2008). https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/tablas_resumen_ifn3.html

95 % con más de cinco⁹. La mayor riqueza arbórea se da en las zonas más húmedas, en las provincias atlánticas, particularmente en el País Vasco, además de en Cataluña, el sistema Ibérico sur, las sierras de Cazorla y Segura y las sierras de Cádiz. Por el contrario, la riqueza arbustiva es mayor en las zonas con menor densidad arbórea y clima mediterráneo seco². Por tipos de hábitats, las formaciones atlánticas y pirenaicas de *Tilio-Acerion* (hábitat de interés comunitario [HIC] 9180) y los robledales de *Carpinion betuli* (HIC 9160), en ambos casos con más de 10 especies, son las de mayor riqueza arbórea. Los hábitats más abundantes (i.e., hayedos, robledales, alcornocales o pinares mesogeanos [*P. pinaster*, *P. halepensis* y *P. pinea*]), tienen 3-4 especies. Datos similares se obtienen para los arbustos, a excepción de los encinares (HIC 9340), que con 7 especies son los hábitats más diversos (Pescador *et al.*, 2022).

La riqueza de especies en algunos de los principales pinares (*P. halepensis*, *P. pinea*, *P. sylvestris* y *P. nigra*) está estrechamente relacionada con la precipitación y la estructura del rodal (densidad de pies, coeficiente de variación del área basimétrica), no así con los incendios. Las relaciones suelen ser de tipo gaussiano, con máximos a niveles intermedios de la variable, salvo en *P. sylvestris*, cuya relación es lineal negativa. En general, la riqueza es mayor en los bosques naturales que en los plantados (Ruiz-Benito *et al.*, 2012).

Los procesos demográficos y la configuración del bosque son sensibles al clima. No obstante, la estructura (e.g., densidad, área basimétrica, altura, etc.) y composición del rodal pueden llegar a ser más determinantes de la sensibilidad a algunos extremos climáticos que la naturaleza del bosque (plantado o natural) (Camarero *et al.*, 2021; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2019). La mortalidad de los árboles aumenta conforme lo hace la temperatura o disminuye la precipitación. Estos efectos se magnifican con la competencia (i.e., alta densidad de pies o área basal) y afectan a todas las especies, pero particularmente a las de hoja ancha (Ruiz-Benito *et al.*, 2013). La sequía disminuye el crecimiento, promueve la mortalidad de los árboles, particularmente de aquellos con madera menos densa y menor área específica foliar, y puede llegar a producir decaimiento forestal (Greenwood *et al.*, 2017; Guada *et al.*, 2016; Sánchez-Salguero *et al.*, 2012; Camarero *et al.*, 2021). El reclutamiento de nuevos individuos puede verse facilitado por la estructura, en concreto por la presencia de especies de matorral que actúan como nodriza (Castro *et al.*, 2004). No obstante, bajo condiciones de sequía, este efecto puede diluirse (Lucas-Borja *et al.*, 2016). De igual manera, los árboles adultos pueden ejercer un efecto positivo sobre el crecimiento de los juveniles. Sin embargo, tal efecto puede tornarse negativo bajo condiciones de sequía (Andivia *et al.*, 2018).

Los bosques españoles han aumentado su diámetro medio durante las últimas décadas (Astigarraga *et al.*, 2020). Igualmente, la densidad de pies mayores (ind. ha⁻¹) ha aumentado desde el primer inventario forestal (IFN1, 1960) hasta el último (IFN4, 2020)¹⁰. La densidad de pies menores (ind. ha⁻¹) aumentó entre los dos primeros inventarios, para luego decrecer dicho aumento e incluso disminuir del tercer al cuarto inventario. La abundancia arbórea (m³ ha⁻¹) ha aumentado desde el primer inventario al último. Finalmente, el cociente de pies menores/pies mayores aumentó entre los dos primeros inventarios, pero luego ha ido disminuyendo. En resumen, ha habido una maduración de los bosques con el tiempo, así como una mayor densificación y ocupación arbórea, aunque la dinámica de los pies menores no ha seguido la pauta general, disminuyendo incluso en los últimos años.

Entre los IFN3 y IFN4 se ha producido un aumento significativo del daño en los árboles de los distintos tipos de bosques (gimnospermas, angiospermas y mixtos). El daño es menor en los primeros y similar y menor en los otros dos. Por otro lado, la mortalidad también ha aumentado entre inventarios (IFN2 a IFN3 e IFN3 a IFN4) en un 23%, siendo los bosques de gimnospermas los que mayor incremento de mortalidad han

⁹ MAGRAMA://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/c6_riquezaarboreayriquezaarbustiva_tcm30-153898.pdf. Volcado 20/06/2025

¹⁰ Los datos del IFN4 son incompletos, por lo que las tendencias de tercer al cuarto inventario podrían cambiar ligeramente.

tenido. Las menores mortalidades se dan en los bosques de angiospermas, seguidas de los otros dos tipos de bosque, que presentan valores similares entre ellos (Rebollo *et al.*, 2024). Los mayores daños y mortalidades se producen a altas densidades del rodal y donde las sequías son más frecuentes. Las altas densidades de pies aumentan la competencia y reducen la luz que llega al sotobosque, aumentando la mortalidad de los árboles menores (Jump *et al.*, 2017; Rebollo *et al.*, 2024).

La riqueza arbórea ha aumentado entre los distintos inventarios, fundamentalmente por colonización de quercíneas bajo bosques que inicialmente eran puros de coníferas (Astigarraga *et al.*, 2020). Esto ha hecho que los bosques clasificados como mixtos hayan crecido desde el primer inventario forestal nacional (IFN1, 1960) (5,9%) al último (IFN4, 2020) (23,5%). Esta tendencia se ha dado en todos los tipos de bosques, siendo mayor en los bosques mixtos de hoja ancha, en los mixtos de coníferas y en los de hoja ancha. Los porcentajes de cambio son decrecientes desde la región atlántica a la alpina y a la mediterránea (Sánchez de Dios *et al.*, 2023). Este cambio lleva asociado también otro en el estrato juvenil, en tanto que en los bosques mixtos es mayor que en los puros de coníferas (Urbieta *et al.*, 2011). En general, se ha venido produciendo una expansión de las encinas (*Q. ilex*) en detrimento de las coníferas e incluso de otras especies caducifolias de *Quercus*. El cambio de bosques de gimnospermas a otros más dominados por encinas o robles ha podido verse favorecido por la alta cantidad de superficies plantadas con coníferas en su área de distribución, plantaciones que no siempre se han realizado con condiciones favorables para ellas. El cierre de la cubierta de estas plantaciones ha ido permitiendo la colonización del sotobosque por los *Quercus* (Fernández-Manjarrés *et al.*, 2018), tanto por rebrote de plantas preexistentes como por semillas, las cuales pueden ser transportadas a grandes distancias por sus dispersores (Pons & Pausas, 2007). Esto hace que, tras un incendio, se pueda producir un cambio en el tipo de bosque que se regenera, con un predominio creciente de especies de quercíneas (Torres *et al.*, 2016).

La cadena de impacto: peligro, exposición y vulnerabilidad

La Figura 4.2 muestra los componentes de este riesgo y la correspondiente cadena de impacto. Sus principales peligros vienen derivados del aumento de las temperaturas y la disminución de las precipitaciones, particularmente en la zona mediterránea, así como del aumento del déficit de la presión de vapor del aire y del aumento de los fenómenos meteorológicos y climáticos extremos (Seneviratne *et al.*, 2021). Los bosques expuestos son todos ellos, incluyendo los servicios que prestan. La exposición es elevada, pues la superficie forestal arbolada en España comprende un total de 19,2 Mha (MITECO, 2024a). Además, el 81% de la superficie terrestre protegida en España es forestal. El 40 % de los montes españoles se encuentran incluidos dentro de algún espacio protegido o en zonas de la Red Natura 2000; en total, 11,4 millones de hectáreas, de las cuales más de 7 millones corresponden a superficie arbolada y casi 4 millones a superficie desarbolada (MITECO, 2024a).

La mayor vulnerabilidad de los bosques españoles frente al cambio climático radica en que buena parte de ellos son jóvenes, y los individuos jóvenes son más sensibles a los extremos climáticos, incluso al cambio climático, que los más viejos (Colangelo *et al.*, 2021; Ruiz-Benito *et al.*, 2013). Esto hace que los árboles pequeños, incluido el regenerado, puedan sufrir mortalidades mayores como consecuencia de déficits hídricos y sequía. No obstante, aunque la sequía es un factor de riesgo para la integridad del bosque, la mayor o menor disponibilidad hídrica no necesariamente es el único factor de vulnerabilidad, al intervenir otros factores, como la competencia ligada a la densidad del rodal. Por ello, los sitios más húmedos no son necesariamente los que presentan menores mortalidades, de ahí la necesidad de contemplar la vulnerabilidad conjuntamente entre factores bióticos y abióticos (Rebollo *et al.*, 2024; Ruiz-Benito *et al.*, 2013).

Muchos de nuestros bosques son plantados, con densidades y estructuras de tamaño que no necesariamente se corresponden con lo esperable para su ambiente climático o edáfico. La falta de

correspondencia entre las densidades actuales y los extremos climáticos del cambio climático hace que áreas con exceso de densidad sean más vulnerables (Jump *et al.*, 2017; Ruiz-Benito *et al.*, 2013).

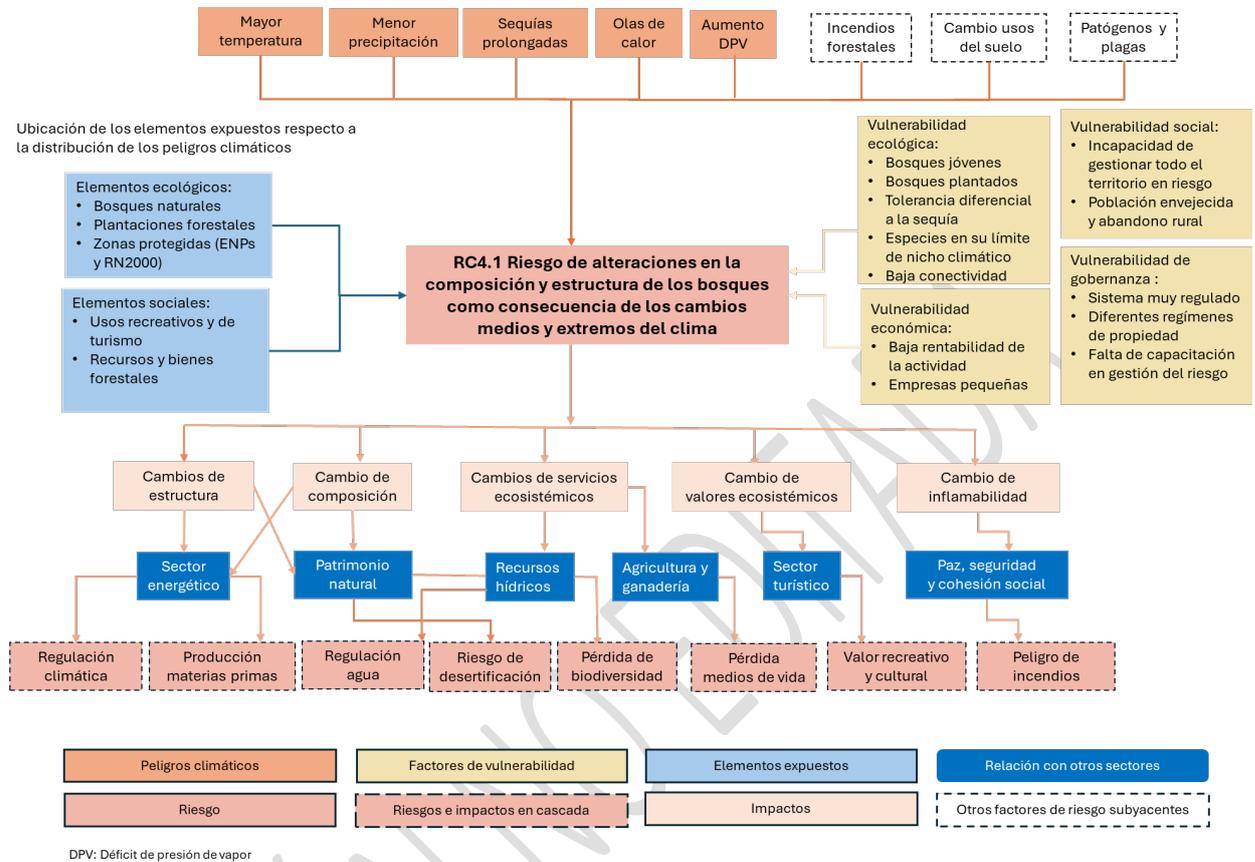


Figura 4.2. Cadena de impacto del riesgo de alteraciones en la composición y estructura de los bosques como consecuencia de los cambios medios y extremos del clima.

Las poblaciones de especies arbóreas relictas y de distribución fragmentada, abundantes en nuestra geografía, presentan una variación genética baja y una diferenciación genética alta (Rehm *et al.*, 2015). Dado que algunas formaciones se encuentran en islas ecológicas, como puede ocurrir con las coníferas de montaña (Blanco-Cano *et al.*, 2022), lo que a menudo coincide con el límite de distribución de las especies, hace a estas especies especialmente vulnerables (Benito Garzón *et al.*, 2008; Ruiz-Labourdette *et al.*, 2012). La diversidad genética actual de algunas poblaciones y especies es el resultado de las acciones antrópicas sobre ellas, como los cambios de usos del suelo (Cobo-Simón *et al.*, 2020) o las cortas, para favorecer el rebrote de raíz o el adhesamiento (e.g., *Q. pyrenaica*). Las poblaciones de las especies mediterráneas de pinos y quercíneas muestran variación genética en respuesta a la sequía, lo que sugiere que es el resultado de su adaptación local (Ramírez-Valiente *et al.*, 2022). Por ello, puesto que buena parte de nuestros bosques son plantados, el origen de las semillas puede ser determinante de la regeneración (Lucas-Borja *et al.*, 2017), ya que su procedencia puede estar condicionando su respuesta al clima y al cambio climático. La formación de clones por rebrote, en algunos casos de grandes proporciones, como ocurre con *Q. ilex*, promovida en ambientes fragmentados, puede reducir la variación genética (Ortego *et al.*, 2010). Una menor diversidad genética puede afectar a la capacidad de respuesta de la población frente a los extremos climáticos y al cambio climático (Lloret & García, 2016). Otra vulnerabilidad general, particularmente en los ambientes mediterráneos, es el suelo de los bosques, poco desarrollado, bajo en carbono orgánico (COS) y sujeto a mayor erosión (ver RC4.2). Esto dificulta los procesos de establecimiento de las especies (Castro *et al.*, 2004).

Los bosques sufren perturbaciones y, en nuestra región, el fuego es la más importante (ver RC4.5), por lo que su capacidad de regeneración postincendio es crítica. Algunas especies no tienen mecanismos de respuesta a los incendios de copas y alta intensidad que predominan en nuestro país (e.g., pinos de montaña [*P. sylvestris*, *P. nigra*, *P. uncinata*], *Juniperus badia* [ex *J. oxycedrus* continental]), por lo que, tras el fuego, la comunidad tendrá que empezar a regenerarse a partir de fuentes externas, lo que puede suponer una dificultad en ambientes fragmentados, con fuentes de semillas lejanas. Otras especies poseen estróbilos serótinicos, en los que las semillas sobreviven al fuego. El incremento térmico induce la apertura de las estructuras reproductivas y la dispersión de las semillas, las cuales germinarán en otoño, contribuyendo a la regeneración poblacional (e.g., *P. halepensis*, *P. pinaster*, *P. pinea*). Otras rebrotan tras el fuego (e.g., *P. canariensis*, *Tetraclinis articulata*, *Q. ilex*, *Q. pyrenaica*) (Paula *et al.*, 2009), para lo cual sus reservas en carbohidratos son cruciales. Estas reservas pueden verse negativamente afectadas por la falta de agua y la sequía, lo que puede disminuir su regeneración (Galiano *et al.*, 2012; Resco de Dios *et al.*, 2020). La mayoría de las igniciones son de origen humano (Vázquez & Moreno, 1998), y la frecuencia de incendios es mucho mayor que la que se producía en el pasado bajo un régimen natural. Por ello, la presión del fuego bajo un régimen de perturbación que excede lo esperable naturalmente, debido al aporte continuo de fuentes de ignición humanas, es un elemento importante del cambio de los bosques españoles en la actualidad.

Impactos del riesgo

El cambio climático, con su aumento del estrés hídrico, disminuye la productividad de las especies forestales, su capacidad reproductiva y su tasa de reclutamiento, al tiempo que aumenta su mortalidad (Benavides *et al.*, 2013; Hackett-Pain *et al.*, 2016; Rubio-Cuadrado *et al.*, 2021). El estrés climático, además, puede disminuir la capacidad de respuesta a los parásitos, la competitividad frente a otras especies (Blanco-Cano *et al.*, 2022), y la fenología reproductiva de las especies, afectando a su capacidad para producir semillas (García-Barreda *et al.*, 2021). De esta manera se pueden producir cambios, tanto en la estructura (e.g., falta de regeneración, pérdida de efectivos poblacionales) (Carnicer *et al.*, 2014) como en la composición (pérdida de las especies más sensibles) de los bosques (Lloret *et al.*, 2022). De hecho, estos cambios ya se están observando (Astigarraga *et al.*, 2020; Ruiz-Benito *et al.*, 2013; Sánchez de Dios *et al.*, 2023). Se ha observado que la competencia entre especies magnifica los efectos del clima sobre la mortalidad de los árboles, particularmente en las especies de frondosas (Ruiz-Benito *et al.*, 2013).

Por lo tanto, cabe esperar que las formaciones arbóreas más vulnerables sean aquellas situadas en zonas donde el clima esté cambiando más allá del umbral de tolerancia climático de alguna de sus especies (por ejemplo, en los límites de su distribución) y que, por tanto, tengan mermada su capacidad de recuperación. Los nichos climáticos actuales se desplazarán hacia el norte y en altitud, por lo que los efectos serán más acusados en las zonas que estén en el límite de distribución de las especies (Benito Garzón *et al.*, 2008). En las zonas de frontera entre ecosistemas, es probable que la riqueza aumente transitoriamente, conforme las nuevas especies colonizan el hábitat de otras cuyo nicho climático se habrá desplazado en altitud o en latitud (Blanco-Cano *et al.*, 2022; Hernández *et al.*, 2017).

En general, las especies de alta montaña y las frondosas caducifolias (e.g. *Fagus sylvatica*, *P. sylvestris*), menos resistentes a la sequía y a una atmósfera más desecante, perderán área de distribución a expensas de las más resistentes, como algunos pinos (e.g., *P. halepensis*) y la encina (*Q. ilex*) (Benito Garzón *et al.*, 2008; Gazol *et al.*, 2022; Hernández *et al.*, 2017). El predominio de *Q. ilex* frente a especies más místicas se ve favorecido por la alta reforestación con coníferas que está favoreciendo la ocupación por esta especie una vez que se produce el cierre de la cubierta. Esta expansión se verá favorecida por la aparición de manchas ligadas a la mortalidad de los árboles, lo que facilita el recambio (Ruiz-Benito *et al.*, 2017). En general, los efectos son particularmente visibles en el extremo meridional y a bajas altitudes de la distribución de las especies (Hampe & Petit, 2005) e inciden de manera específica en formaciones que

están en zonas especialmente sensibles (e.g., alta montaña) (Giménez-Benavides *et al.*, 2018). En general, se prevé que la diversidad de los bosques disminuya, tanto más cuanto mayor sea la emisión de gases de efecto invernadero. Los mayores cambios se darán en el sureste y centro-sur peninsular (Buras & Menzel, 2019) (Figura 4.3).

Asimismo, se prevé que la estructura de los bosques cambie por la mortalidad de los árboles pequeños y el menor regenerado (Colangelo *et al.*, 2021; Rebollo *et al.*, 2024). De nuevo, estos procesos serán más acusados en las áreas meridionales o a bajas altitudes de la distribución de las especies, donde la precipitación es más limitante. En general, estos cambios disminuirán las dinámicas de sucesión secundaria en los bosques plantados, reduciendo así su proceso de recambio de especies y de maduración (Rebollo *et al.*, 2024). Las mayores mortalidades de árboles aumentarán la biomasa muerta, lo que es muy importante para los organismos descomponedores que viven de ella y sus cadenas tróficas, al ser esta una componente esencial del ecosistema (Paillet *et al.*, 2010). La cantidad total de biomasa muerta es mayor en las zonas alpinas, atlánticas, macaronésicas y mediterráneas, en este orden. La proporción frente a la biomasa total, sin embargo, es la contraria (Alberdi *et al.*, 2020). La biomasa muerta seca es un factor que contribuye a la intensidad del fuego. Los incendios intensos tienen una mayor probabilidad de afectar a la integridad del bosque, al aumentar la mortalidad de los adultos, reducir el número de semillas que sobreviven en la bóveda y la regeneración, particularmente en el caso de especies semilladoras, no tanto de las rebrotadoras (Broncano & Retana, 2004; García-Jiménez *et al.*, 2017). Además, la dinámica postincendio puede favorecer la acumulación de combustible, lo que, en caso de producirse un nuevo incendio, podría dar lugar a eventos igualmente intensos, dificultando así la persistencia de la comunidad (Francos *et al.*, 2016).

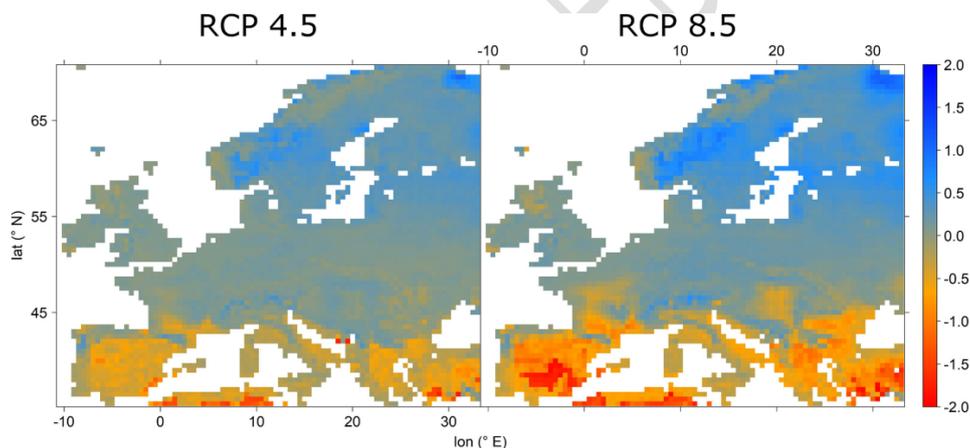


Figura 4.3. Cambio del índice de diversidad de Shannon H de especies arbóreas de los bosques europeos para los escenarios RCP4.5 (izquierda) y RCP8.5 (derecha) para finales de siglo (2061-2090). Los colores rojo y naranja indican pérdida de diversidad de especies arbóreas, mientras que el color azul indica aumento de esta. Fuente: Buras & Menzel 2019.

Asimismo, se prevé que la estructura de los bosques cambie por la mortalidad de los árboles pequeños y el menor regenerado (Colangelo *et al.*, 2021; Rebollo *et al.*, 2024). De nuevo, estos procesos serán más acusados en las áreas meridionales o a bajas altitudes de la distribución de las especies, donde la precipitación es más limitante. En general, estos cambios disminuirán las dinámicas de sucesión secundaria en los bosques plantados, reduciendo así su proceso de recambio de especies y de maduración (Rebollo *et al.*, 2024). Las mayores mortalidades de árboles aumentarán la biomasa muerta, lo que es muy importante para los organismos descomponedores que viven de ella y sus cadenas tróficas, al ser esta una componente esencial del ecosistema (Paillet *et al.*, 2010). La cantidad total de biomasa muerta es mayor en las zonas alpinas, atlánticas, macaronésicas y mediterráneas, en este orden. La proporción frente a la biomasa total, sin embargo, es la contraria (Alberdi *et al.*, 2020). La biomasa muerta seca es un factor que contribuye a la intensidad del fuego. Los incendios intensos tienen una mayor probabilidad de afectar a la integridad del

bosque, al aumentar la mortalidad de los adultos, reducir el número de semillas que sobreviven en la bóveda y la regeneración, particularmente en el caso de especies semilladoras, no tanto de las rebrotadoras (Broncano & Retana, 2004; García-Jiménez *et al.*, 2017). Además, la dinámica postincendio puede favorecer la acumulación de combustible, lo que, en caso de producirse un nuevo incendio, podría dar lugar a eventos igualmente intensos, dificultando así la persistencia de la comunidad (Francos *et al.*, 2016).

Con el cambio climático, se espera una disminución de la productividad de muchas especies forestales, especialmente de aquellas más sensibles a la sequía o a las altas temperaturas. Esta reducción será tanto mayor cuanto más aumente la temperatura y más disminuya la precipitación, particularmente durante la primavera, una estación clave para el crecimiento vegetativo (Camarero *et al.*, 2021; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2018) (ver RC4.3). Aunque se mantuviese la precipitación sin cambio, el aumento de la demanda de vapor de agua por una atmósfera recalentada conllevaría una aridificación (Beguería *et al.*, 2025), con sus consiguientes efectos sobre el crecimiento de algunas especies (Castellaneta *et al.*, 2022). La producción de semillas se relaciona estrechamente con la productividad, la cual depende de la climatología anual, especialmente de la precipitación. Por ello, es esperable una menor cosecha de semillas, lo que podría afectar los procesos de regeneración por esta vía (Pérez-Ramos *et al.*, 2010; Ribeiro *et al.*, 2022). Sin embargo, mecanismos internos como la vecería, mediante los cuales las especies acumulan reservas y producen semillas de forma intermitente e independiente de las condiciones climáticas, pueden distorsionar la relación entre productividad y climatología (Lucas-Borja & Vacchiano, 2018). Este fenómeno puede generar un desacople entre la producción de semillas y las condiciones ambientales, cuando la vecería induce una elevada cosecha en años marcados por eventos climáticos adversos, como la sequía. Tal situación puede afectar negativamente al crecimiento del árbol, aumentar su vulnerabilidad y limitar tanto la germinación como el establecimiento (Aguirre *et al.*, 2019; Ruiz-Benito *et al.*, 2014; Vilà *et al.*, 2007).

La mayor vulnerabilidad se dará en aquellas masas que han recibido una gestión insuficiente o inadecuada, teniendo en cuenta el origen artificial de muchas de ellas y las altas densidades de plantación (e.g., plantaciones de coníferas realizadas a lo largo del siglo XX) o que han sido objeto de una mala gestión (e.g., cicatrices del descorche de los alcornos) (Catry *et al.*, 2012; Oliveira & Costa, 2012). Tal y como se indica en el riesgo RR4.3, el cambio climático, unido al abandono de muchas zonas forestales, ha puesto de manifiesto vulnerabilidades que amenazan la conservación de los bosques al debilitar a los árboles y hacerlos más propensos a plagas y enfermedades (Allen *et al.*, 2010; López-Sánchez *et al.*, 2021; Trumbore *et al.*, 2015). Asimismo, la falta de regeneración natural en muchas masas forestales puede comprometer su viabilidad a medio plazo y afectar a su explotación económica, así como los valores ecosistémicos a medio y largo plazo. Los daños abióticos (principalmente por sequía) y bióticos (por defoliación por plagas) son factores adicionales de vulnerabilidad. Se está observando decaimiento y mortandad en quercíneas por el efecto de la seca con pérdidas multifuncionales y económicas (López-Sánchez *et al.*, 2021). Los procesos de decaimiento no solo varían entre las especies arbóreas que coexisten, sino que también dependen de la tolerancia/resistencia genética de cada ejemplar (Vázquez-González *et al.*, 2021). También influyen la edad del árbol y la densidad de la masa, caracterizándose por respuestas retardadas en algunas especies. Por estos motivos, la muerte de los bosques suele ser un proceso no lineal. Esto, unido a la falta de conocimientos cuantitativos sobre el umbral de mortalidad por sequía y estrés térmico de muchas especies (McDowell *et al.*, 2020), reduce significativamente la capacidad de predecir las tasas de mortalidad forestal a nivel regional y local (FAO & Plan Bleu, 2018).

Este riesgo podría producir efectos en cascada más allá de las fronteras del sistema, ya que las alteraciones en la composición y estructura de los bosques podrían tener efectos sobre otros organismos que dependen de los ecosistemas forestales, como la fauna silvestre, los insectos y los microorganismos (Liebhold *et al.*, 2017), provocando su redistribución (Taheri *et al.*, 2021). Uno de estos efectos podría ser la limitación en la dispersión de las especies, lo que puede provocar el aislamiento o la pérdida de poblaciones locales (Lemes *et al.*, 2022).

Dado que la estructura del rodal, como la densidad de pies y el área basimétrica, determina la intensidad de la competencia intra e interespecífica, bajo las nuevas condiciones de mayor estrés hídrico, el aclareo puede favorecer la persistencia de las especies al reducir la mortalidad y facilitar el regenerado (Lechuga *et al.*, 2017). Los aclareos intensos pueden reducir la mortalidad de los árboles en las zonas sometidas a estrés hídrico, particularmente en los ambientes xéricos (Górriz-Mifsud *et al.*, 2022), aunque pueden comprometer el regenerado de las especies más tolerantes a la sombra. Dada la importancia del fuego para la persistencia del ecosistema, las estrategias destinadas a reducir su frecuencia e intensidad son críticas, lo que requiere una fragmentación del paisaje (Duguay *et al.*, 2007) y una gestión que evite la formación de combustibles en escalera que promueva los incendios de copas, ya que la estructura de la vegetación determina la severidad del incendio (Viedma *et al.*, 2009; Viedma & Moreno, 2025). Muchas especies tienen diversidad genética y plasticidad fenotípica, lo que les permite adaptarse a las nuevas condiciones (Leites & Benito Garzón, 2023). La alteración de la composición de especies o la falta de regeneración podría recuperarse mediante regeneración pasiva o activa, pero dependerá de las condiciones climáticas y la respuesta de las especies a la sequía (Astigarraga *et al.*, 2020).

No se esperan impactos graves directos sobre la población; los impactos serían indirectos sobre los propietarios o usuarios del bosque por la pérdida de calidad de estos y cambios en su estructura (e.g., falta de regeneración natural). Se espera un impacto económico limitado de este riesgo, pues la contribución del sector forestal al PIB es inferior al 1% (MITECO, 2020). No obstante, se estima que decenas de miles de personas empleadas en el sector forestal podrían verse afectadas por potenciales efectos significativos (pérdidas de recursos, malestar).

Ficha 4.1. Análisis del riesgo de alteraciones en la composición y estructura de los bosques como consecuencia de los cambios medios y extremos del clima.

		Horizontes temporales y estimaciones de niveles de calentamiento			
		Actual	Corto plazo 2021-2040 (1,5 °C)	Medio Plazo 2041-2060 (2 °C)	Largo plazo 2081-2100 (3-4 °C)
Severidad del impacto	Limitado	Limitado	Sustancial	Sustancial	
	<p>Los cambios que se vienen observando se deben a una mezcla de factores entre los que se encuentran el cambio climático y los cambios en el uso del suelo (Sánchez de Dios <i>et al.</i>, 2023).</p> <p>En general, los estudios se centran en los escenarios de mayor calentamiento (RCP 4.5, RCP 8.5), por lo que no hay estimaciones para este nivel.</p> <p>No obstante, el calentamiento observado se aproxima a este nivel y los cambios observados son limitados.</p>	<p>Se espera una disminución de la diversidad de los conjuntos de especies en la región mediterránea (Buras & Menzel, 2019). Se prevén importantes cambios en la composición de especies por desplazamiento de los óptimos climáticos de muchas especies que se retraerían de los límites de su distribución (principalmente centro y sur peninsular y zonas de baja montaña) y otras que podrían ocupar nuevos territorios, principalmente en zonas de montaña (Pirineos, Cantábrica, Sistemas Central e Ibérico) (Mauri <i>et al.</i>, 2022).</p>	<p>La disminución de la diversidad será más intensa que con el nivel de calentamiento anterior (Buras & Menzel, 2019). Los efectos sobre la distribución de especies serán más intensos que en el escenario a 2°C, pero con patrones similares. (Mauri <i>et al.</i>, 2022). Desaparición de especies en buena parte de su territorio actual, principalmente bosques de frondosas y pinares de montaña, aunque también especies mediterráneas de amplia distribución (<i>Q. ilex</i>, <i>P. halepensis</i>). Algunas especies podrían ocupar nuevos territorios si tienen capacidad de migración (González-Díaz <i>et al.</i>, 2020).</p>		

Nivel de confianza (calidad/consenso)	Alto (Alto/Alto)	Alto (Media/Alto)	Medio (Medio/Medio)	Medio (Medio/Medio).
	Existen numerosos trabajos que evidencian un cambio tanto en la estructura como en la composición. No obstante, en estos cambios inciden factores climáticos o de otro tipo difíciles de separar unos de otros (Améztegui et al. 2010; Sánchez de Dios 2023).	Aunque no hay modelizaciones para este nivel de calentamiento, las observaciones hasta la fecha y las proyecciones con otros niveles de calentamiento son consistentes y están basadas en procedimientos robustos.	Existen modelos basados en escenarios de clima futuro que reflejan bien los posibles cambios. No obstante, hay incertidumbres por los niveles de resolución espacial de los modelos y las aproximaciones de modelización que no se basan en las dinámicas propias a nivel de rodal, sino en cambios generales sobre la distribución de las especies.	Existen modelos basados en escenarios de clima futuro que reflejan bien los posibles cambios. No obstante, hay incertidumbres por los niveles de resolución espacial de los modelos y las aproximaciones de modelización que no se basan en las dinámicas propias a nivel de rodal, sino en cambios generales sobre la distribución de las especies.

	Peligro	Exposición	Vulnerabilidad
Componentes del riesgo	Incremento del estrés hídrico por mayor frecuencia de sequías y por incremento de las temperaturas. Aumento del déficit de la presión de vapor.	Las zonas donde podría manifestarse este riesgo son extensas. Moderada relevancia económica a nivel nacional. Gran cantidad de valores ambientales que podrían verse modificados.	Especies en su límite de distribución especialmente sensibles. Formaciones aisladas (efecto isla) (e.g., montañas) muy vulnerables por poca conectividad. Escasa capacidad de recuperación para las especies en las que el hábitat ya no sea favorable. Factores potencialmente reductores de la vulnerabilidad: <ul style="list-style-type: none"> - Capacidad de adaptación genética y por plasticidad fenotípica de algunas especies. - Aplicación de medidas de adaptación (gestión forestal).

Aspectos transversales	Transfronterizos	El cambio en composición y estructura de las masas arbóreas puede afectar a los servicios ecosistémicos que los bosques proveen (Balzan <i>et al.</i> , 2020; Peñuelas <i>et al.</i> , 2017), entre los que se encuentran las actividades recreativas y el turismo, nacional o extranjero, y su capacidad de controlar el clima.
	Territoriales	Todo el territorio español se ve afectado por este riesgo, aunque puede ser más acusado en las zonas de montaña, en formaciones en el límite de su distribución y en masas con una gestión insuficiente.
	Sociales	No se esperan impactos graves directos sobre la población. Los impactos serían indirectos sobre los propietarios o usuarios del bosque por la pérdida de calidad de estos. Se estima

		que decenas de miles de personas empleadas en el sector forestal podrían verse afectadas por este riesgo.
	Maladaptación	Medidas de explotación a corto plazo que no permitan la regeneración natural de las especies. La reforestación con especies no adaptadas al clima futuro o susceptibles a plagas o incendios. Falta de diversidad genética.
	Género	Los estudios disponibles en general no integran el enfoque de género con respecto a este riesgo.
Otros aspectos analizados		
Umbrales críticos		Cuellos de botella en la regeneración (reclutamiento de nuevos individuos). Mortalidad a partir de ciertos niveles de estrés hídrico (e.g., en el clima español, precipitaciones inferiores a unos 300-350 mm son incompatibles con la presencia de árboles, dominando los arbustos). Intervalos entre incendios menores a la edad de madurez de especies de pinos serófitos (e.g., aunque varía entre especies, hasta los 10-12 años la mayoría de las especies de pino no producen piñas, aunque precisan algunos años más para que esta producción sea capaz de permitir una regeneración en caso de incendio).
Lock-in/Bloqueo		Falta de gestión activa de zonas rurales y forestales: El éxodo rural ha dejado muchas áreas sin capacidad de intervención. Los monocultivos forestales pueden reducir la resiliencia del ecosistema y dificultar su adaptación futura. La fijación en especies actuales, que ya no son viables bajo el nuevo clima, puede impedir la transición hacia comunidades más adaptadas. Inversiones en modelos forestales no resilientes, como subsidios a plantaciones vulnerables al cambio climático. Los mercados dependientes de especies específicas dificultan la transición hacia especies más adaptadas si no tienen valor comercial. La preferencia social por paisajes y prácticas tradicionales puede producir resistencia a los cambios necesarios en la estructura forestal y falta de participación comunitaria.
Planes o medidas en curso de gestión del riesgo		<p>A nivel nacional:</p> <p>Existen planes y acciones reductores de los riesgos potenciales, como el aclareo, o la mejora y regeneración de la cubierta arbórea en masas vulnerables contempladas en el Plan Forestal Español o en la Estrategia Forestal Española 2050, que deben concretarse en la gestión forestal diaria.</p> <ul style="list-style-type: none"> Plan Forestal Español 2022-2032. <p>Plan Forestal Español 2022-2032</p> <ul style="list-style-type: none"> Estrategia Forestal Española horizonte 2050. <p>Estrategia Forestal Española horizonte 2050</p> <p>A nivel autonómico/local:</p> <ul style="list-style-type: none"> Planes específicos. <p>Un ejemplo de proyecto reciente que incluye este tipo de medidas de gestión del riesgo sería el Proyecto LIFE RedBosques https://redbosques.eu/</p>
Gobernanza de la gestión del riesgo		En España las comunidades autónomas tienen la competencia principal en materia de gestión forestal, lo que incluye la planificación forestal y la gestión del combustible, así como un operativo de lucha contra el fuego y un cuerpo de agentes medioambientales propio. El Estado tiene competencias complementarias, de coordinación y apoyo, recogidas principalmente en la Ley 43/2003 de Montes, las cuales se llevan a cabo a través del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). Por otro lado, los ayuntamientos con los principales propietarios de montes y junto a los propietarios privados son responsables de la gestión de sus montes.
Beneficios de medidas de adaptación futuras		Las medidas de adaptación futuras se basan en la adopción de un modelo de gestión forestal adaptativo frente al cambio climático, que prime los bosques mixtos frente a los monoespecíficos, y las masas irregulares con rodales más abiertos para disminuir la competencia y fomentar la diversidad de especies. Estas medidas ayudarán a reducir el riesgo de incendios forestales (Adame <i>et al.</i> , 2020), mejorarán la biodiversidad de los bosques (Ammer, 2019);

	Liang <i>et al.</i> , 2016) y favorecerán el resto de los servicios ecosistémicos que ofrecen los sistemas forestales (Roces-Díaz <i>et al.</i> , 2021).
Afección a/de descarbonización o neutralidad climática	<p>Impacto del riesgo en la descarbonización:</p> <ul style="list-style-type: none"> Negativo, debido a que la mortalidad y los cambios en la composición de especies pueden dar lugar a una disminución de la capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques. <p>Impacto de la descarbonización en el riesgo:</p> <ul style="list-style-type: none"> Positivo, pues una descarbonización supondría frenar el cambio climático y con ello el factor principal que lo promueve.
Déficits de información	Hay estudios científicos sobre cambios en la distribución de las especies de forma individual, pero no hay cambios en la composición de la comunidad. Tampoco hay estudios a gran escala que analicen la situación de falta de regeneración natural en muchas especies mediterráneas.
Recomendaciones de priorización	Requiere planificación y preparación de respuestas en un horizonte temporal cercano. Requiere un seguimiento periódico. Es necesaria una gobernanza transversal, con decisiones compartidas y planificación conjunta.

5.2 RC4.2 Riesgo de erosión y pérdida de calidad del suelo de los ecosistemas forestales por cambios de temperatura y, particularmente, de precipitación, sobre todo la extrema

Introducción al riesgo

La pérdida de calidad de los suelos forestales por la disminución de su contenido en carbono orgánico o por erosión es un riesgo clave porque puede afectar al conjunto de los bosques españoles, si bien de forma diferenciada. Dicha pérdida trae consigo una disminución de la productividad, uno de los elementos fundamentales de la degradación de la tierra y la desertificación. Por ello, sus efectos pueden terminar afectando no solo a quienes directamente viven del bosque y sus servicios, sino al conjunto de la población. Esto lo convierte en un riesgo clave. En esta sección, no obstante, se tratará de forma reducida, toda vez que, como se ha dicho, este riesgo afecta directamente a la desertificación/degradación de la tierra, donde será tratado más ampliamente (RC 4.4 Riesgo de desertificación debido al agravamiento de las condiciones de aridez como consecuencia del aumento de las temperaturas, la frecuencia e intensidad de las sequías, una mayor torrencialidad de las lluvias y un aumento del riesgo de incendios forestales) y no solo para los suelos forestales, sino para todos los suelos.

El contenido en carbono orgánico del suelo (COS) es determinante de la calidad y productividad de los suelos forestales (Grigal & Vance, 2000; Miralles *et al.*, 2009; Nunes *et al.*, 2021). Además, el COS afecta a la estabilidad de los agregados edáficos, lo que aumenta su resistencia frente a la erosión (Blanco-Canqui & Benjamin, 2013; Cantón *et al.*, 2009). Los suelos españoles almacenan $3,3 \pm 0,4 \text{ Pg}^{11}$ de COS (0-30 cm) y $4,2 \pm 0,9 \text{ Pg}$ (0-50 cm) (Calvo de Anta *et al.*, 2020), cuya mayor parte está contenida en los horizontes superficiales, por lo que es susceptible de perderse, lo que, de ocurrir, se interpreta como un indicador de su degradación (Obalum *et al.*, 2017). El contenido medio de COS de los suelos forestales españoles es del 3,70% (0-30 cm) (Rojo Serrano *et al.*, 2022). Para valores de COS inferiores al 2% se considera que el suelo está en condiciones pobres para realizar sus funciones (Olaya-Abril *et al.*, 2017). La alta intensidad de la lluvia bajo climas mediterráneos y la fragilidad de muchos suelos españoles (bajo contenido en COS y nutrientes, altas pendientes) producen la erosión del suelo (García-Ruiz, 2010). La erosión del suelo

¹¹ 1 Pg = 10^{15} g

ocasiona pérdidas de compuestos inorgánicos y orgánicos, el COS entre ellos. Su pérdida reduce la agregación del suelo, lo que incrementa la susceptibilidad a una mayor erosión, generando un ciclo de retroalimentación negativa (Van Oost *et al.*, 2007). La tasa media de erosión de los suelos forestales españoles es de $10 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Pérdidas de suelo superiores a $2\text{-}3 \text{ t ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ se consideran excesivas y pueden causar una degradación del suelo difícilmente recuperable en los periodos de gestión habituales (MITECO, 2022b). La importancia de este fenómeno en los bosques se manifiesta en el hecho de que en los años 2019-2020, España invirtió en el control de la erosión y la restauración forestal alrededor de 32 M€ (MITECO, 2020).

En general, se observa una disminución de COS con la altitud, tanto en ambientes atlánticos como mediterráneos y para los diferentes tipos de bosques (Rojo Serrano *et al.*, 2022). La precipitación media anual (+) y la temperatura (-) son los factores ambientales que más determinan el contenido en COS de los suelos forestales españoles (Calvo de Anta *et al.*, 2020; Chiti *et al.*, 2012; Doblas-Miranda *et al.*, 2013). Así, el contenido en COS (%) es mayor en los suelos de Galicia (6,9%) y menor en los de Murcia (1,6%). La relación es lineal hasta los 800-900 mm de precipitación, variando luego según otras variables (Calvo de Anta *et al.*, 2020).

La erosión está estrechamente relacionada con el clima, ya que tanto la escorrentía como la erosión dependen en gran medida de la precipitación (Xiong *et al.*, 2019). El factor de erosividad de la lluvia es determinante de su capacidad para movilizar las partículas del suelo, y es mayor en las CC.AA de Cataluña, Valencia y Murcia que en el resto de España peninsular (Hernando, 2016). No obstante, existe gran variabilidad entre las montañas y los llanos (e.g., Pirineos frente a las zonas bajas de la cuenca del Ebro) (Angulo-Martínez & Beguería, 2012). La erosión depende también de la cobertura vegetal (Ebabu *et al.*, 2022), y esta, al margen de la gestión, está muy relacionada con el clima, particularmente con la precipitación (Zhang *et al.*, 2017).

En las últimas décadas, los suelos españoles han acumulado COS debido a la densificación vegetal (Liski *et al.*, 2002; Padullés Cubino *et al.*, 2024), al abandono agrícola (Lasanta *et al.*, 2021; Lozano-García *et al.*, 2020) y a la reforestación (Cortijos-López *et al.*, 2024; Fernández-Ondoño *et al.*, 2010). La dinámica de acumulación de COS tras el abandono, particularmente bajo clima semiárido, está muy determinada por la precipitación (Gabarrón-Galeote *et al.*, 2015). La acumulación de COS tras la reforestación igualmente depende del clima, aumentando con la precipitación (Fernández-Ondoño *et al.*, 2010; Maestre & Cortina, 2004; Segura *et al.*, 2016). No obstante, las técnicas de reforestación pueden alterar la microtopografía y favorecer la escorrentía y la pérdida de suelo (Maestre & Cortina, 2004).

La cadena de impactos: peligro, exposición y vulnerabilidad

Los elementos expuestos son los suelos forestales españoles, cuya principal vulnerabilidad radica en que los bosques son mayoritariamente jóvenes, con bajo contenido en COS (García-Ruiz, 2010). También se podrán ver afectados por este riesgo los ecosistemas acuáticos situados aguas abajo, en tanto que la erosión aumenta el flujo de sedimento y reduce la calidad de las aguas (Casalí *et al.*, 2010). La pérdida de la capa fértil del suelo reduce la productividad forestal (Blaschke *et al.*, 2000). Esto puede afectar a las personas cuyo sustento depende del sector forestal. Los suelos regulan también los desastres relacionados con los deslizamientos e inundaciones, por lo que también estarían expuestas aquellas personas que viven en zonas susceptibles a estos riesgos (Carpena *et al.*, 2021; Saco *et al.*, 2021). La Figura 4.4 representa los componentes de este riesgo.

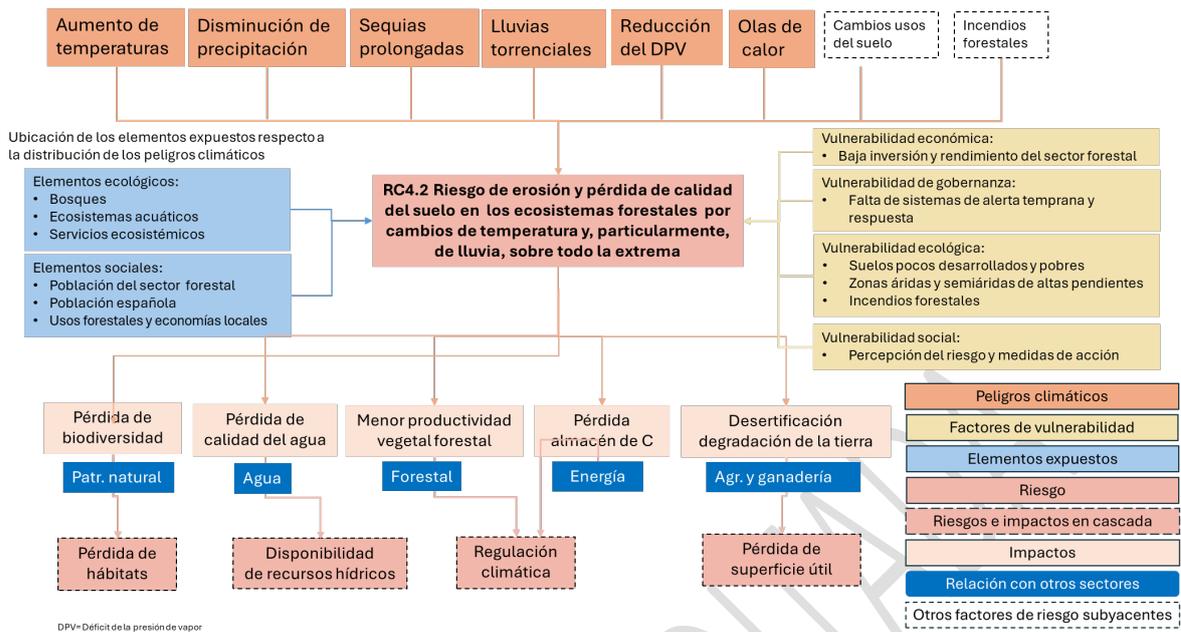


Figura 4.4. Cadena de impacto de riesgo de erosión y pérdida de calidad del suelo en los ecosistemas forestales por cambios de temperatura y, particularmente, de precipitación, sobre todo la extrema.

Los suelos vulnerables son aquellos en zonas con altas pendientes, poco desarrollados o de alta montaña (García-Ruiz, 2010), los afectados por incendios de alta severidad y frecuencia (Morán-Ordóñez *et al.*, 2020) o con cobertura vegetal degradada (Selkimäki & González-Olabarria, 2017). También son más vulnerables las zonas con suelos pobres o zonas con clima semiárido con sequías estacionales y lluvias torrenciales (Tariq *et al.*, 2024). Las regiones más vulnerables incluyen el sureste peninsular (Murcia, Almería, Alicante), zonas del Valle del Ebro y áreas montañosas del Sistema Bético y Pirineos. Las islas Canarias también presentan focos importantes de pérdida de suelo, especialmente en zonas volcánicas con escasa cobertura vegetal.

Impactos del riesgo

Las proyecciones de modelos climáticos globales y regionales, como los desarrollados en el ámbito de la Unión Europea, sugieren una reducción generalizada de las existencias de COS del suelo en España como consecuencia del cambio climático (Yigini & Panagos, 2016) (Figura 4.5). La disminución aumenta bajo escenarios de emisiones más intensos, siendo el aumento de temperatura y la disminución de las precipitaciones los factores más relevantes (Chen *et al.*, 2024). Análisis regionales para la zona mediterránea arrojan disminuciones que, igualmente, aumentan con las emisiones, y que en algunos casos llegan al 35% (e.g., Sierra Morena) (Albaladejo *et al.*, 2013; Lozano-García *et al.*, 2017; Olaya-Abril *et al.*, 2017). Las zonas idóneas para mantener mayores contenidos en COS sufrirán un desplazamiento en latitud y altitud (Olaya-Abril *et al.*, 2017).

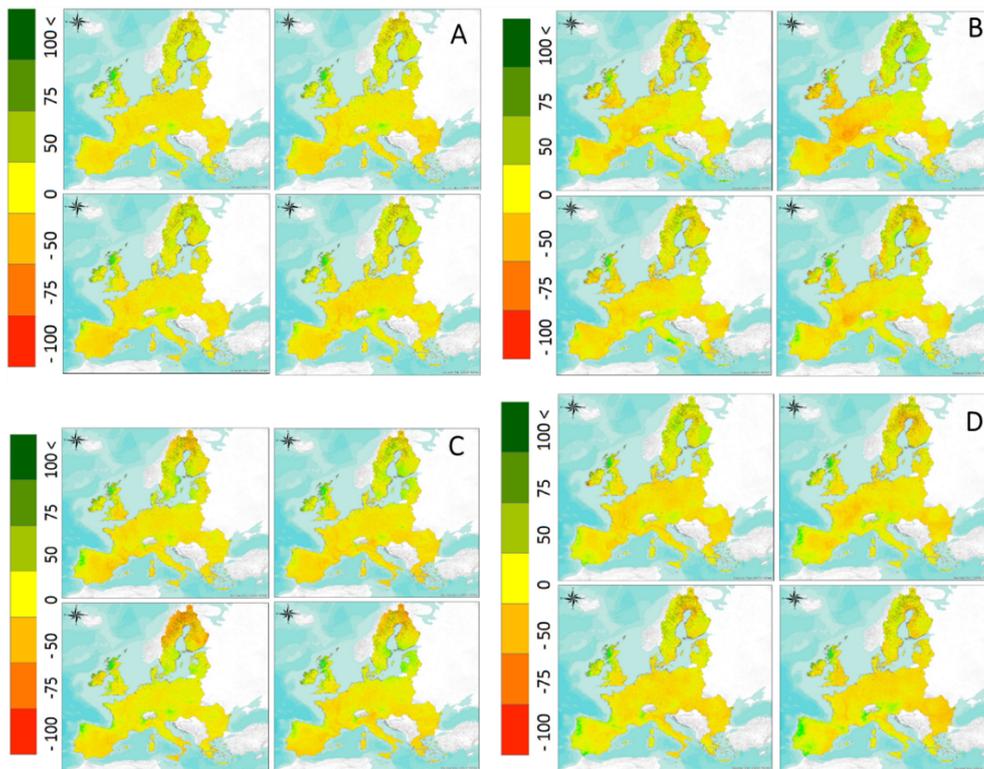


Figura 4.5. Cambios en las reservas de carbono orgánico del suelo para 2050 según escenarios y modelos climáticos. A) modelo CCSM4; B) modelo HadGEM2-AO; C) modelo IPSL-CM5A-LR; D) modelo RM-CGCM3. Los escenarios climáticos fueron: RCP 2.6 y RCP 4.5 (filas superiores de cada panel, de izquierda a derecha); RCP 6.0 y RCP 8.5 (filas inferiores de cada panel, de izquierda a derecha). Las áreas rojas representan disminución de las existencias de COS ($t\ ha^{-1}$) y las verdes aumento en comparación con las condiciones actuales (mapas de fondo: ESRI, USGS, NOAA). Nótese que se incluyen todos los suelos, forestales o no. Fuente: Yigini & Panagos, 2016.

Según proyecciones de modelos globales, el cambio climático podría incrementar la erosión en un 10 % a escala mundial, con impactos particularmente intensos en regiones semiáridas, donde se prevé un aumento del 17,3 %. El aumento es creciente durante este siglo en consonancia con el aumento de las emisiones (Borrelli *et al.*, 2020; Eekhout & de Vente, 2022). Las cifras se basan en datos de cuenca, que no cuantifican la vegetación que albergan, lo que es relevante dado que las tasas de erosión de los ecosistemas forestales ($0,2-0,6\ t\ ha^{-1}\ a^{-1}$) son las menores de todos los ecosistemas (Xiong *et al.*, 2019). En la España peninsular, para 2050 y bajo un escenario compatible con la senda actual de calentamiento (ca. RCP4.5), se espera que el factor de erosividad de la lluvia aumente un 9,1%. No obstante, existe una gran heterogeneidad geográfica. Así, mientras que la erosividad disminuirá en la costa atlántica, Cataluña y el suroeste, aumentará en el resto del territorio (Panagos *et al.*, 2017). Simulaciones en una cuenca forestal del País Vasco bajo escenarios intermedios produjeron para finales de siglo disminuciones de la erosión o, en algún caso, ligeros aumentos (Zabaleta *et al.*, 2014). En las cuencas mediterráneas españolas, a pesar de que se prevé una disminución de las precipitaciones, el aumento de la torrencialidad incrementará la erosión, con cifras que van del 27% al 96%, aunque también se anticipan descensos en algunas zonas (Eekhout *et al.*, 2021; Eekhout *et al.*, 2018). El resultado es sensible a los modelos de erosión y de clima, así como a los procedimientos de corrección del sesgo climático. Las principales discrepancias surgen cuando la disminución de la precipitación es tal que su efecto no compensa el aumento de torrencialidad (Eekhout *et al.*, 2021; Eekhout & de Vente, 2019). La limitada capacidad de resiliencia de los suelos más vulnerables, combinada con la falta de técnicas adecuadas de conservación y restauración, podría acelerar notablemente la degradación de los suelos forestales. Esto es más importante en los ecosistemas

semiáridos del sureste español que tienen umbrales ecológicos que, una vez superados, no retornan a su estado original, demostrando una resiliencia natural limitada sin una gestión activa (Alados *et al.*, 2011; Capdevila *et al.*, 2022).

La adaptación debe centrarse en una gestión forestal sostenible, específicamente dirigida a controlar la pérdida de COS y la erosión del suelo. El aporte de restos orgánicos reduce la erosión al tiempo que aumenta el contenido de COS, mejorando la estructura y productividad del suelo (Hueso-González *et al.*, 2018). Dada la importancia de los incendios en generar erosión, la gestión forestal destinada a reducirlos, sobre todo los más intensos, es otra estrategia adecuada (ver RC4.5). Existen diferentes técnicas para disminuir la pérdida de suelo tras un incendio (Girona-García *et al.*, 2021). El mantenimiento de la cobertura vegetal perenne es crítico, dado que el cambio climático tenderá a disminuir la productividad y cobertura arbórea y aumentar el estrés hídrico de las plantas. El uso de aclareos de árboles de intensidad moderada que reduzcan la competencia entre las plantas y su mortalidad es una herramienta útil (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2022). Este riesgo puede producir efectos en cascada más allá de las fronteras del sistema forestal, ya que podría interactuar con el sector del patrimonio natural, causando pérdida de biodiversidad y de servicios ecosistémicos (Appiagyeyi *et al.*, 2022; Peñuelas *et al.*, 2017). La erosión y la pérdida de calidad del suelo son factores causales y aceleradores de la degradación/desertificación del suelo (véase riesgo clave RC4.4 Riesgo de desertificación debido al agravamiento de las condiciones de aridez como consecuencia del aumento de las temperaturas, la frecuencia e intensidad de las sequías, una mayor torrencialidad de las lluvias y un aumento del riesgo de incendios forestales).

En cuanto a las recomendaciones de priorización, se requiere una planificación y preparación de respuestas a corto plazo, junto con una evaluación más detallada y estudios complementarios. Además, es necesaria una gobernanza transversal, basada en decisiones compartidas y una planificación conjunta

5.3 RC4.3 Riesgo de pérdida de productividad y de capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques debido a los cambios de las variables climáticas

Introducción al riesgo

Este riesgo se refiere a los impactos del cambio climático sobre la productividad y la capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques de España. El carbono almacenado en los principales tipos de bosques españoles presenta un valor medio por hectárea de $56,26 \pm 55,13$ Mg C según los datos del tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3). Se observan valores más bajos en los pinares mediterráneos y submediterráneos dominados por *P. halepensis*, *P. pinea*, *P. pinaster* y *P. nigra*, y en bosques de quercíneas mediterráneas y submediterráneas dominados por *Q. ilex*, *Q. suber*, *Q. faginea* y *Q. pyrenaica*. Los valores más altos de almacenamiento de carbono se dan en bosques dominados por especies de frondosas, especialmente el haya (*Fagus sylvatica*) y el castaño (*Castanea sativa*), con valores intermedios para bosques dominados por otras frondosas (*Q. robur*, *Q. petraea*), pinares de montaña (*P. sylvestris*, *P. uncinata*) y otros pinares (*P. canariensis* y *P. radiata*) (González Díaz *et al.*, 2020).

En cuanto a la productividad, los bosques españoles presentan una media de fijación de carbono por hectárea y año de $1,54 \pm 1,84$ Mg C entre el segundo y el tercer Inventario Forestal Nacional (IFN2-IFN3) y de $0,86 \pm 2,32$ Mg C entre el tercer y el cuarto inventario (IFN3-IFN4) para las parcelas permanentes comparables de este último inventario. Esta productividad varía según el tipo de bosque, siendo menor en los pinares mediterráneos y en los bosques de quercíneas, mientras que alcanza valores más altos en los pinares exóticos (*P. radiata*) y en los bosques de frondosas (González Díaz *et al.*, 2020).

Este riesgo se considera clave debido a su estrecha relación con la temperatura y la precipitación, considerándose esta última como el factor más limitante para el crecimiento y distribución de las especies

mediterráneas (Di Castri & Mooney, 2012; Esler *et al.*, 2018). Como consecuencia del aumento de aridez previsto para los bosques de la península ibérica (Masson-Delmotte *et al.*, 2021), podría disminuir significativamente la productividad de los sistemas forestales mediterráneos en el futuro, y, por ende, los servicios ecosistémicos que estos proveen (Balzan *et al.*, 2020; Peñuelas *et al.*, 2017). Entre ellos se encuentra su capacidad de absorción y almacenamiento de carbono, sin duda un servicio clave para la lucha contra el cambio climático (González Díaz *et al.*, 2020).

La cadena de impacto: peligro, exposición y vulnerabilidad

A continuación, se muestra un esquema de la cadena de impacto de este riesgo, con los componentes que inducen al mismo (peligro, exposición y vulnerabilidad), así como los impactos derivados de la combinación de estos componentes (Figura 4.6).

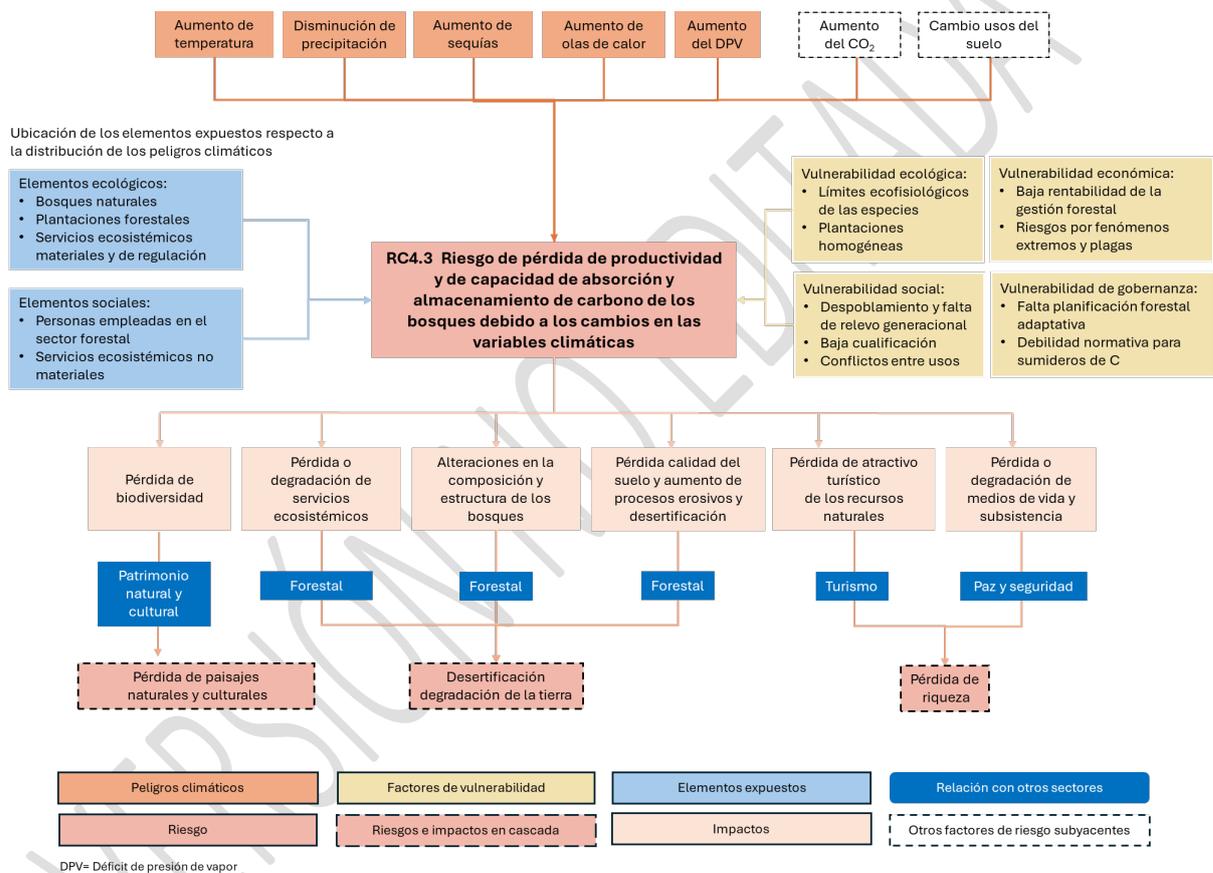


Figura 4.6. Cadena de impacto del riesgo de pérdida de productividad y de capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques debido a los cambios de las variables climáticas.

Los principales peligros climáticos impulsores de este riesgo son el incremento de las temperaturas y la disminución de las precipitaciones, así como el aumento de sequías y olas de calor (Masson-Delmotte *et al.*, 2021). Sin embargo, el aumento de las concentraciones de CO₂ y de las temperaturas ha provocado un incremento de la productividad de los bosques del hemisferio norte durante la segunda mitad del siglo XX (Pan *et al.*, 2024). Esto es debido al efecto fertilizador del CO₂ y al alargamiento de la estación de crecimiento que provocan unas temperaturas más suaves donde la productividad está limitada por las bajas temperaturas (Keenan, 2015; Norby *et al.*, 2010). A pesar de esto, evidencias recientes indican que la función de los bosques como sumideros de carbono está dando síntomas de saturación y su productividad y capacidad de absorción y almacenamiento de carbono podrían disminuir en los próximos

años debido a las nuevas condiciones climáticas (Astigarraga *et al.*, 2020; Nabuurs *et al.*, 2013). Evidencias recientes señalan que las zonas forestales españolas han mostrado una leve reducción en su productividad y en su capacidad de captación de carbono, posiblemente asociada a las nuevas condiciones climáticas (González Díaz *et al.*, 2020; MITECO, 2024b).

Por tanto, la combinación de mayores temperaturas y menores precipitaciones, así como la ocurrencia de eventos extremos como sequías y olas de calor, harán que los bosques sean más proclives a la ocurrencia de grandes incendios forestales, al ataque de plagas o a la ocurrencia de enfermedades, perturbaciones que pueden disminuir la productividad de estos ecosistemas (Lecina-Díaz *et al.*, 2021; Peñuelas & Sardans, 2021). De hecho, aunque resulta complejo establecer un umbral crítico, está bien documentado que la persistencia de los bosques no es viable por debajo de un umbral de precipitación en torno a los 300 mm anuales. Por debajo de este límite, comienzan a dominar formaciones vegetales más adaptadas a la aridez, como los matorrales esclerofilos o incluso estepas arbustivas (Walter & Breckle, 2013). Además, si estos eventos climáticos extremos se agravan y los bosques son sometidos a una mala gestión o sobreexplotación, existen evidencias que indican que estos ecosistemas forestales pueden disminuir de manera significativa su productividad (Boisvenue & Running, 2006) e incluso pasar de ser un sumidero a una fuente de emisión neta de carbono (Ciais *et al.*, 2005; Peñuelas *et al.*, 2017).

Los principales elementos ecológicos expuestos son los bosques en sí mismos, independientemente de cuál sea su valor natural y grado de protección, o de si se trata de bosques naturales o plantaciones forestales. La superficie forestal arbolada en España supone que un 38% del territorio nacional (MITECO, 2024a) estaría expuesto a estos peligros climáticos, repartidos en mayor o menor medida por todas las comunidades autónomas de la geografía española. Además, no solo estaría expuesto el territorio forestal, sino también los servicios ecosistémicos dependientes de la productividad forestal, como los bienes materiales (biomasa para energía, madera, fibras, etc.), no materiales (ocio y recreo, etc.) o los servicios de regulación (control del clima y la calidad del aire, regulación del ciclo hidrológico, protección del suelo, etc.) (IPBES, 2017).

Desde el punto de vista social, aunque se espera un impacto económico limitado de este riesgo, pues la contribución del sector forestal al PIB es inferior al 1%, se estima que decenas de miles de personas empleadas en el sector forestal podrían verse directamente afectadas por la pérdida de productividad de los bosques (MITECO, 2020). No obstante, al ser el almacenamiento de carbono un servicio ecosistémico clave en la lucha contra el cambio climático (Balzan *et al.*, 2020), el número de afectados de forma indirecta podría ser mucho mayor.

La vulnerabilidad ecológica está estrechamente vinculada a los límites ecofisiológicos de las especies presentes en nuestros bosques, que podrían verse superados ante extremos climáticos como sequías y olas de calor (Hartmann *et al.*, 2022), afectando así a la productividad de dichos ecosistemas (Lange, 2020). Las especies eurosiberianas situadas en el límite meridional de su distribución, ubicadas principalmente en las zonas húmedas del norte y noroeste peninsular (e.g. *Fagus sylvatica* o *Castanea sativa*), así como las especies de montaña (e.g. *P. sylvestris*) podrían verse especialmente afectadas (Morán-Ordóñez *et al.*, 2021; Tijerín-Triviño *et al.*, 2025; Vayreda *et al.*, 2015). Asimismo, retracciones de ciertas especies en altitudes inferiores y latitudes meridionales podrían ir acompañadas de expansiones de otras especies en los límites altitudinales superiores y latitudinales septentrionales, sobre todo de especies de la fachada atlántica (López-Sánchez *et al.*, 2021). Además, especies con un hábitat más amplio, como *Q. ilex*, podrían verse menos afectadas o incluso favorecidas bajo las condiciones climáticas futuras (Bastias *et al.*, 2025).

Para afrontar esta vulnerabilidad, debemos tener en cuenta la alta plasticidad funcional de los bosques mediterráneos frente al cambio climático y su rápida capacidad de respuesta frente a perturbaciones importantes como incendios forestales y sequías (Matesanz & Valladares, 2014). Además, la aplicación de un manejo forestal adaptativo frente al cambio climático puede ayudar a paliar la disminución de la

productividad de los bosques a consecuencia del cambio climático (Astigarraga *et al.*, 2020; Bravo *et al.*, 2017; Keenan, 2015; Ruiz-Peinado *et al.*, 2017), como así lo demuestran las predicciones de la productividad a futuro que incluyen el manejo forestal en sus modelos (Pilli *et al.*, 2022). Estas técnicas de manejo deberían priorizar los bosques mixtos frente a los monoespecíficos (Rodríguez de Prado *et al.*, 2023), con rodales más abiertos, para disminuir la competencia entre especies y fomentar la diversidad. Estas medidas, que podrían reducir a corto plazo la capacidad de absorción de carbono, mejorarían la productividad a largo plazo, ayudando también a reducir el riesgo de incendios forestales (Adame *et al.*, 2020), mejorar la biodiversidad de los bosques (Ammer, 2019; Liang *et al.*, 2016) y favorecer el resto de los servicios ecosistémicos que ofrecen los sistemas forestales (Roces-Díaz *et al.*, 2021).

Por otra parte, también existen factores de vulnerabilidad social asociados a este riesgo, pues el despoblamiento y empobrecimiento de las zonas rurales están modificando significativamente la estructura y composición de los ecosistemas mediterráneos (Plieninger *et al.*, 2014). Esta situación podría dificultar la implementación de una gestión forestal adecuada, necesaria para mejorar la productividad de los bosques en el futuro.

Impactos del riesgo

Los principales impactos que se identifican son:

- Reducción general de la productividad y la capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los ecosistemas forestales debido al aumento de la aridez (Tijerín-Triviño *et al.*, 2025; Vayreda *et al.*, 2015), tanto a medio (2040-2070) como a largo plazo (2071-2100) (Morán-Ordóñez *et al.*, 2021), siendo esta reducción más pronunciada en los escenarios con mayores emisiones (Rodríguez de Prado *et al.*, 2023). Sin embargo, los modelos que incluyen el manejo forestal proyectan una productividad estable en coníferas e incluso un aumento de la productividad en frondosas para la región mediterránea tanto a medio (2041-2050) como a largo plazo (2091-2100) (Pilli *et al.*, 2022) (Figura 4.7).

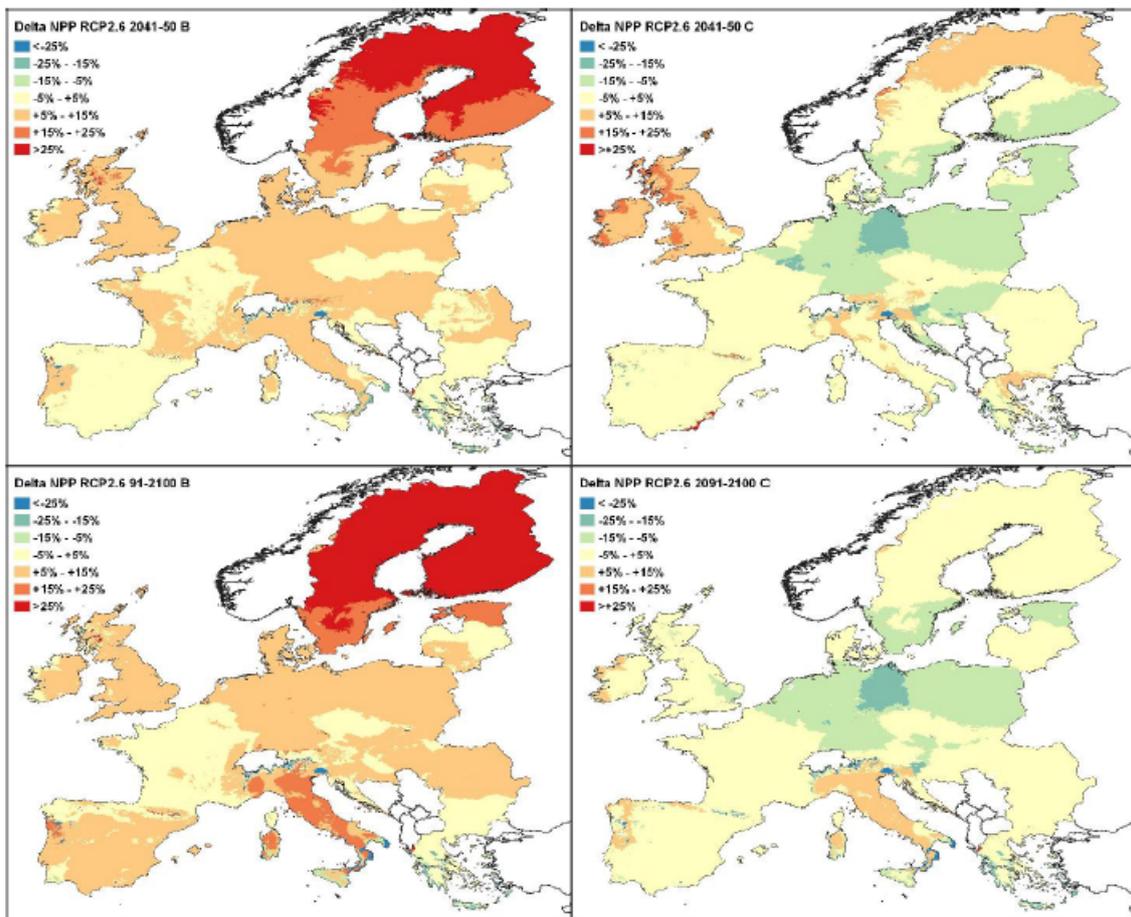


Figura 4.7. Variación relativa de la productividad primaria neta (PPN) debida al cambio climático con gestión forestal para especies de hoja ancha (B, paneles izquierdos) o coníferas (C, paneles derechos). La variación relativa se ha estimado como la diferencia del porcentaje promedio entre la PPN del periodo de referencia y la PPN promedio estimada para cuatro modelos climáticos en el escenario RCP2.6 para el medio plazo (2041-2050, paneles superiores) y el largo plazo (2091-2100, paneles inferiores). Fuente: Pilli *et al.*, 2022.

- Reducción más acusada de la productividad y la capacidad de absorción y almacenamiento de carbono en especies caducifolias eurosiberianas situadas en el límite meridional de su distribución y en especies de montaña (Morán-Ordóñez *et al.*, 2021; Tijerín-Triviño *et al.*, 2025; Vayreda *et al.*, 2015), esto es, zonas húmedas del norte y noroeste peninsular, puesto que las condiciones climáticas extremas, como sequías severas u olas de calor, podrían llevar a estas especies más allá de sus límites ecofisiológicos (Hartmann *et al.*, 2022). La reducción de la productividad en bosques del sur peninsular podría llegar al 7% para 2060 y al 16% para 2100 bajo un escenario muy severo (Herraiz *et al.*, 2023).
- Afección negativa a otros componentes dentro del sector forestal, como la estructura y composición de los bosques, estrechamente vinculados con la productividad (Lecina-Díaz *et al.*, 2018), así como a la calidad del suelo y a procesos como la erosión del suelo y la desertificación (Zuazo & Pleguezuelo, 2009). Por el contrario, la disminución de la productividad podría tener un efecto positivo en términos de reducción del riesgo de incendios forestales, al disminuir la carga de combustible y romper la continuidad vertical y horizontal de dichos combustibles (Rego *et al.*, 2021).
- Afección negativa sobre otros sectores, como el patrimonio natural, que se podría ver afectado por una pérdida de biodiversidad en los bosques (Ammer, 2019; Liang *et al.*, 2016), o una degradación de los servicios ecosistémicos que estos proporcionan (Morán-Ordóñez *et al.*, 2021). También podría verse

afectado el sector del turismo, debido a la pérdida de atractivo recreativo de estos entornos naturales (Hall *et al.*, 2011), así como la cohesión social, a consecuencia de la degradación de los medios de vida y de subsistencia de aquellas personas que trabajan en el sector forestal y en el ámbito rural (MITECO, 2020).

El resumen del análisis completo del riesgo se puede consultar con detalle en la Ficha 4.2.

Ficha 4.2. Análisis del riesgo de pérdida de productividad y de capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques debido a los cambios de las variables climáticas.

		Horizontes temporales y estimaciones de niveles de calentamiento			
		Actual	Corto plazo 2021-2040 (1,5 °C)	Medio Plazo 2041-2060 (2 °C)	Largo plazo 2081-2100 (3-4 °C)
Severidad del impacto		Sustancial En los últimos años ya se está observando un efecto negativo general sobre la productividad y la capacidad de almacenamiento de carbono en los bosques de España (González Díaz <i>et al.</i> , 2020; MITECO, 2024b), más acusado en las zonas húmedas del norte y noroeste peninsular y en las zonas de montaña dominadas por especies eurosiberianas situadas en el límite meridional de su distribución (Tijerín-Triviño <i>et al.</i> , 2025; Vayreda <i>et al.</i> , 2015).	Sustancial El cambio climático provocará una disminución general de la productividad y la capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques (Reyer <i>et al.</i> , 2014; Vayreda <i>et al.</i> , 2015), tanto a medio (2040-2070) como a largo plazo (2071-2100) (Morán-Ordóñez <i>et al.</i> , 2021). Sin embargo, aquellas masas forestales con un manejo forestal adecuado podrían mantener una productividad estable en coníferas e incluso aumentar en frondosas tanto a medio (2041-2050) como a largo plazo (2091-2100) (Pilli <i>et al.</i> , 2022).	Sustancial La reducción de la productividad y la capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques será mayor si el umbral de calentamiento supera los 2°C. Las especies caducifolias eurosiberianas situadas en el límite meridional de su distribución (e.g. <i>Fagus sylvatica</i> o <i>Castanea sativa</i>) y las especies de montaña (e.g. <i>P. sylvestris</i>) serán las más amenazadas por el cambio climático (Morán-Ordóñez <i>et al.</i> , 2021).	Crítica La reducción de la productividad y la capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques será mayor en los escenarios con mayores emisiones y temperaturas (Rodríguez de Prado <i>et al.</i> , 2023). Las especies caducifolias eurosiberianas situadas en el límite meridional de su distribución (e.g. <i>Fagus sylvatica</i> o <i>Castanea sativa</i>) y las especies de montaña (e.g. <i>P. sylvestris</i>) podrían verse especialmente amenazadas (Morán-Ordóñez <i>et al.</i> , 2021).
	Nivel de confianza (calidad/consenso)	Alto (Alta/Medio) Calidad académica alta, con metodologías robustas basadas en datos cuantitativos. Consenso entre estudios medio, pues, aunque existe un consenso generalizado en una disminución de la productividad debida al cambio climático, no existe unanimidad sobre la magnitud de dichos cambios entre los estudios consultados.	Medio (Media/Bajo) Calidad media, pues las proyecciones futuras realizadas bajo supuestos estacionarios, que no tienen en cuenta que las relaciones entre el clima y la productividad del bosque cambian a lo largo del tiempo, podrían presentar ciertas limitaciones (Astigarraga <i>et al.</i> , 2020). Consenso bajo, pues existen aún pocos estudios que modelen la productividad y el almacenamiento de	Medio (Media/Bajo) Calidad media, pues las proyecciones futuras realizadas bajo supuestos estacionarios, que no tienen en cuenta que las relaciones entre el clima y la productividad del bosque cambian a lo largo del tiempo, podrían presentar ciertas limitaciones (Astigarraga <i>et al.</i> , 2020). Consenso bajo, pues existen aún pocos estudios que modelen la productividad y el almacenamiento de	Medio (Media/Bajo) Calidad media, pues las proyecciones futuras realizadas bajo supuestos estacionarios, que no tienen en cuenta que las relaciones entre el clima y la productividad del bosque cambian a lo largo del tiempo, podrían presentar ciertas limitaciones (Astigarraga <i>et al.</i> , 2020). Consenso bajo, pues existen aún pocos estudios que modelen la productividad y el almacenamiento de carbono de los bosques

	carbono de los bosques bajo distintos escenarios de cambio, y sus resultados son dispares (e.g. Pilli <i>et al.</i> , 2022 vs. Reyer <i>et al.</i> , 2014) lo que no permite establecer un consenso claro.	carbono de los bosques bajo distintos escenarios de cambio, y sus resultados son dispares (e.g. Pilli <i>et al.</i> , 2022 vs. Reyer <i>et al.</i> , 2014), lo que no permite establecer un consenso claro.	mediterráneos bajo distintos escenarios de cambio climático, y sus resultados son dispares (e.g. Pilli <i>et al.</i> , 2022 vs. Reyer <i>et al.</i> , 2014), lo que no permite establecer un consenso claro.
--	--	---	--

	Peligro	Exposición	Vulnerabilidad
Componentes del riesgo	El peligro principal proviene del incremento de las condiciones de aridez, resultado del aumento de las temperaturas y la disminución de las precipitaciones. Si esta tendencia se intensifica, el efecto fertilizador del aumento de CO ₂ atmosférico no será suficiente para compensar sus impactos negativos (Balzan <i>et al.</i> , 2020; Keenan, 2015; Norby <i>et al.</i> , 2010). Además, el aumento en la frecuencia y severidad de las olas de calor y las sequías extremas hará que los bosques sean más proclives a incendios forestales o al ataque de plagas, perturbaciones que pueden disminuir drásticamente su productividad (Lecina-Diaz <i>et al.</i> , 2021; Peñuelas & Sardans, 2021).	Exposición ecológica: <ul style="list-style-type: none"> • Formaciones forestales naturales. • Plantaciones forestales. • Servicios ecosistémicos materiales y de regulación. Exposición social: <ul style="list-style-type: none"> • Personas empleadas en el sector forestal. • Servicios ecosistémicos no materiales. 	Susceptibilidad ecológica: <ul style="list-style-type: none"> • Límites ecofisiológicos de las especies. • Plantaciones homogéneas. Susceptibilidad social: <ul style="list-style-type: none"> • Despoblamiento de zonas rurales. • Presión recreativa. Cap. afrontamiento ecológico: <ul style="list-style-type: none"> • Plasticidad funcional de las especies. • Regeneración postperturbación. Cap. afrontamiento social: <ul style="list-style-type: none"> • Planes de gestión forestal. • Políticas de protección de la naturaleza.

Transfronterizos	La disminución de la productividad puede afectar a los servicios ecosistémicos que los bosques proveen (Balzan <i>et al.</i> , 2020; Peñuelas <i>et al.</i> , 2017), entre los que se encuentran las actividades recreativas y el turismo, nacional o extranjero, y su capacidad de controlar el clima.	
Aspectos Transversales	Territoriales	Todo el territorio español se ve afectado por este riesgo, aunque puede ser más acusado en las zonas húmedas del norte y noroeste peninsular y en las zonas de montaña dominadas por especies eurosiberianas situadas en el límite meridional de su distribución (Morán-Ordóñez <i>et al.</i> , 2021; Reyer <i>et al.</i> , 2014; Tijerín-Triviño <i>et al.</i> , 2025; Vayreda <i>et al.</i> , 2015).
	Sociales	Se estima que decenas de miles de personas empleadas en el sector forestal podrían verse directamente afectadas por la pérdida de productividad de los bosques (MITECO, 2020). No obstante, al ser el almacenamiento de carbono un servicio ecosistémico clave en la lucha contra el cambio climático (Balzan <i>et al.</i> , 2020), el número de afectados de manera indirecta podría ser mucho mayor.
	Maladaptación	Dado que los bosques fijan carbono, es frecuente que muchos programas de mitigación del cambio climático contemplen reforestaciones masivas monoespecíficas, que pueden derivar a medio y largo plazo en una pérdida mayor de productividad y carbono (Rodríguez de Prado <i>et al.</i> , 2023), además de pérdidas debidas a la ocurrencia de incendios forestales y plagas.
	Género	Los estudios disponibles en general no integran el enfoque de género en relación con este riesgo.

Otros aspectos analizados

Umbrales críticos	Las relaciones entre la productividad y la temperatura o la precipitación no son lineales, por lo que resulta complejo establecer un umbral crítico a partir del cual la magnitud del riesgo aumenta exponencialmente, aunque precipitaciones por debajo de los 300 mm anuales hacen que las formaciones boscosas se simplifiquen hacia matorrales esclerófilos o incluso estepas arbustivas (Walter & Breckle, 2013). Además, si los eventos climáticos extremos se agravan (e.g. sequía, olas de calor extremo) y los bosques son sometidos a una mala gestión o sobreexplotación, pueden disminuir significativamente su productividad
-------------------	---

	(Boisvenue & Running, 2006) e incluso pasar de ser un sumidero a una fuente de emisión neta de carbono (Ciais <i>et al.</i> , 2005; Peñuelas <i>et al.</i> , 2017).
Lock-in/Bloqueo	Una situación de bloqueo podría darse en el caso de reforestaciones que buscan aumentar la capacidad de almacenamiento de carbono, pero que pueden derivar en una pérdida de biodiversidad, una mayor peligrosidad de los paisajes frente a los incendios, mayor susceptibilidad frente a plagas y enfermedades (especialmente si son monocultivos) y por tanto una disminución aún más acusada de la productividad. También podría darse una situación de bloqueo en caso de demandas de madera que no se pueden cumplir, ya que una mayor extracción supondría a su vez una mayor caída de la productividad.
Planes o medidas en curso de gestión del riesgo	A nivel nacional: <ul style="list-style-type: none"> Plan Forestal Español 2022-2032 Plan Forestal Español 2022-2032 Estrategia Forestal Española horizonte 2050 Estrategia Forestal Española horizonte 2050 A nivel autonómico/local: <ul style="list-style-type: none"> Planes específicos Un ejemplo de proyecto reciente que incluye este tipo de medidas de gestión del riesgo sería el Proyecto LIFE Forest CO2 (LIFE FOREST CO2 – PROYECTO LIFE FOREST CO2).
Gobernanza de la gestión del riesgo	En España, las comunidades autónomas tienen la competencia principal en materia de gestión forestal, lo que incluye la planificación forestal y gestión del combustible, así como un operativo forestal y un cuerpo de agentes medioambientales propio. El Estado tiene competencias complementarias, de coordinación y apoyo, recogidas principalmente en la Ley 43/2003 de Montes, las cuales se llevan a cabo a través del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO).
Beneficios de medidas de adaptación futuras	Las medidas de adaptación futuras se basan en la adopción de un modelo de gestión forestal adaptativo frente al cambio climático, que prime los bosques mixtos frente a los monoespecíficos, con rodales más abiertos para disminuir la competencia y fomentar la diversidad de especies. Estas medidas ayudarán a reducir el riesgo de incendios forestales (Adame <i>et al.</i> , 2020), mejorarán la biodiversidad de los bosques (Ammer, 2019; Liang <i>et al.</i> , 2016) y favorecerán el resto de los servicios que ofrecen los ecosistemas forestales (Roces-Díaz <i>et al.</i> , 2021).
Afección a/de descarbonización o neutralidad climática	Impacto del riesgo en la descarbonización: <ul style="list-style-type: none"> Negativo, debido a la disminución de la capacidad de absorción y almacenamiento de carbono de los bosques. Impacto de la descarbonización en el riesgo: <ul style="list-style-type: none"> Positivo, pues una descarbonización supondría frenar el cambio climático y con ello el factor principal que lo promueve.
Déficits de información	El principal déficit de información relacionado con este riesgo se basa en la escasez de estudios científicos que describan de manera precisa la evolución del riesgo en el futuro frente a escenarios concretos de cambio climático en ventanas temporales acotadas (e.g. Herraiz <i>et al.</i> , 2023; Morán-Ordóñez <i>et al.</i> , 2021; Rodríguez de Prado <i>et al.</i> , 2023). Además, muchos de los modelos son estacionarios y no tienen en cuenta que las relaciones entre el clima y la productividad del bosque cambian a lo largo del tiempo (Astigarraga <i>et al.</i> , 2020) o no tienen en cuenta la gestión forestal (Pilli <i>et al.</i> , 2022). Además, existen algunas incertidumbres sobre las predicciones a futuro, como, por ejemplo, el efecto del aumento de la concentración del CO ₂ sobre el estado nutricional de los bosques, o las propias tendencias de la precipitación en la zona mediterránea (Peñuelas <i>et al.</i> , 2020; Vicente-Serrano <i>et al.</i> , 2025).
Recomendaciones de priorización	Requiere planificación y preparación de respuestas en un horizonte temporal cercano. Requiere una evaluación más detallada y estudios complementarios. Se puede abordar principalmente dentro de un único ámbito de la gestión pública.

5.4 RC4.4 Riesgo de desertificación debido al agravamiento de las condiciones de aridez como consecuencia del aumento de las temperaturas, la frecuencia e intensidad de las sequías, una mayor torrencialidad de las lluvias y un aumento del riesgo de incendios forestales

Introducción al riesgo

En este capítulo, la desertificación se define como la degradación de las tierras secas, esto es, de zonas áridas, semiáridas y subhúmedas secas, debido a múltiples factores, incluidas las variaciones climáticas y las actividades humanas (Mirzabaev *et al.*, 2019). Por otro lado, la degradación de la tierra es un peligro socioambiental complejo que se refiere a una tendencia negativa en la condición del suelo causada por procesos concurrentes, inducidos directa o indirectamente por el ser humano, incluyendo el cambio

climático antropogénico, y se expresa como una reducción o pérdida a largo plazo de al menos uno de los siguientes aspectos: productividad biológica, integridad ecológica o valor para los seres humanos (Olsson *et al.*, 2019). Los principales procesos que causan esta degradación incluyen la erosión (por agua o viento), la salinización, la compactación, la pérdida de materia orgánica, la contaminación química y el sellado del suelo, entre otros. Así, la diferencia entre desertificación y degradación de la tierra no se basa en el proceso, sino en la ubicación geográfica derivada del clima dominante. Aunque la degradación de la tierra puede ocurrir en cualquier punto de la geografía, cuando ocurre en tierras secas se considera desertificación. Este riesgo ya ha tenido una aproximación parcial en RC 4.2 (Riesgo de erosión y pérdida de calidad del suelo de los ecosistemas forestales por cambios de temperatura y, particularmente, de precipitación, sobre todo la extrema) con énfasis en suelos forestales.

En España, el abandono de tierras agrícolas ha promovido procesos de sucesión ecológica que han incrementado la cobertura vegetal y mejorado la calidad del suelo, reduciendo así el riesgo de desertificación o degradación de la tierra. Estudios en el interior del área mediterránea señalan que la expansión forestal en las tierras abandonadas, aunque con capacidad de secuestro de carbono moderada, constituye un sumidero significativo de CO₂ y mejora la estructura del suelo, especialmente de la biomasa subterránea (Alías *et al.*, 2022; Velázquez *et al.*, 2022). Del mismo modo, las repoblaciones forestales mejoran la fertilidad edáfica y el contenido de carbono orgánico (Fernández-Ondoño *et al.*, 2010). La regeneración natural con manejo adecuado aumenta el carbono orgánico del suelo y estabiliza los suelos degradados (Lasanta *et al.*, 2021).

En contraste, los suelos agrícolas intensivos en España muestran una pérdida acelerada de carbono orgánico por prácticas convencionales, compactación y erosión, lo que incrementa el riesgo de degradación de la tierra (Díaz-Martínez *et al.*, 2024). Así, en zonas áridas del país se confirma además que el cambio climático exacerba la pérdida de carbono orgánico asociado, acelerando la degradación del suelo. De hecho, la erosión origina pérdidas de aproximadamente 30 t ha⁻¹ año⁻¹ en suelos agrícolas, triplicando la tasa de erosión de los terrenos forestales y superando con creces el límite de tolerancia (2–3 t ha⁻¹ año⁻¹) (MITECO, 2022c; Rojo Serrano *et al.*, 2022).

Su consideración como riesgo clave se basa fundamentalmente en su elevado alcance en términos de extensión y en el hecho de que sus impactos ya se están empezando a producir y continuarán aumentando a corto plazo. El 20% del territorio nacional está degradado y un 1% adicional se encuentra en proceso activo de degradación (Martínez-Valderrama *et al.*, 2022; Martínez-Valderrama *et al.*, 2016). Alrededor del 74 % del territorio español se corresponde con zonas áridas, semiáridas o subhúmedas secas, por lo que está en riesgo de desertificación, de las cuales el 18 % se encuentra en riesgo «alto» o «muy alto» y el 19 % en riesgo «medio» (MARM, 2008). Esta situación afecta sobre todo a zonas tradicionalmente agrícolas de la mitad sur peninsular. A modo de ejemplo, uno de los principales motores de la desertificación/degradación de la tierra (DS/DT en adelante) como consecuencia del cambio climático es la aridificación del clima que se está observando, cruzando en algunos casos umbrales que hacen que se produzcan cambios en DS/DT no reversibles a medio o corto plazo (Berdugo *et al.*, 2020; Berdugo *et al.*, 2022; Carvalho *et al.*, 2022).

Se calcula que, en base a doce procesos de degradación (erosión hídrica, erosión eólica, pérdida de carbono orgánico del suelo, salinización del suelo, acidificación del suelo, compactación del suelo, desequilibrios de nutrientes del suelo, contaminación del suelo por pesticidas, contaminación del suelo por metales pesados, degradación de la vegetación, disminución del nivel freático y aridez), hasta un 37%, 20% y 10% de las tierras agrícolas (242.902 km²) son clasificables en un grado medio, alto o muy alto de degradación, respectivamente (Prävālie *et al.*, 2024). La Figura 4.8 esquematiza los componentes del riesgo de DS/DT y sus impactos.

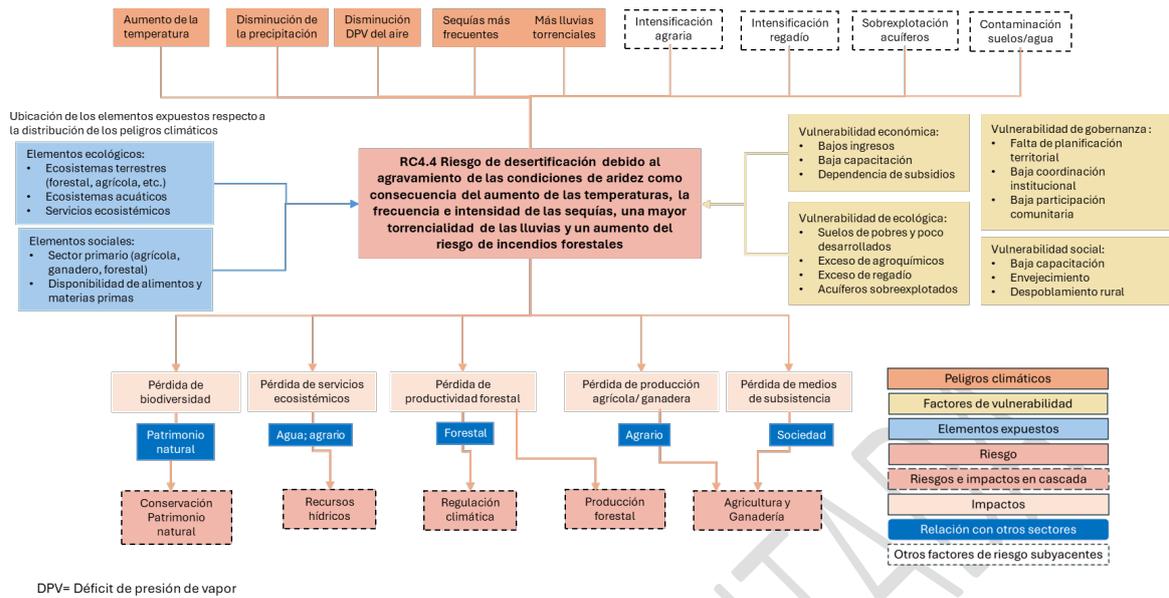


Figura 4.8. Cadena de impacto del riesgo de desertificación (DS/DT) debido al agravamiento de las condiciones de aridez como consecuencia del aumento de las temperaturas, la frecuencia e intensidad de las sequías, una mayor torrencialidad de las lluvias y un aumento del riesgo de incendios forestales.

La cadena de impacto: peligro, exposición y vulnerabilidad

El cambio climático está intensificando el peligro climático (Carvalho *et al.*, 2022) (Figura 4.9), lo que representa una amenaza directa para la productividad de los ecosistemas terrestres y la sostenibilidad de sus suelos, particularmente en regiones áridas y semiáridas. Entre los principales factores destacan el aumento en la frecuencia de eventos climáticos extremos, con lluvias torrenciales o sequías prolongadas, el incremento de la duración e intensidad de las olas de calor y la sequedad del aire (disminución de la presión de vapor) (Azzopardi *et al.*, 2020). Estas limitaciones climáticas, unidas a la intensa actividad humana (agricultura, pastoreo, deforestación, entre otras), han ido provocando la desertificación y degradación de la tierra, especialmente en la región mediterránea (Beguería *et al.*, 2025; Olsson *et al.*, 2019; Právělie *et al.*, 2024).

En cuanto a la exposición del riesgo, los principales elementos expuestos son los ecosistemas terrestres (forestales, herbáceos, agrícolas, etc.) y los servicios ecosistémicos que estos proporcionan, ya sean bienes materiales (madera, biomasa para energía, fibra, etc.), inmateriales (salud física y psicológica, ocio y recreación, etc.) o servicios de regulación (control del clima y la calidad del aire, regulación del ciclo hidrológico, protección del suelo, etc.) (IPBES, 2017). El 38,8 % del territorio nacional está cubierto por superficie forestal, el 32,8 % por tierras de cultivo y el 13,3 % por pastizales. Los cultivos herbáceos y leñosos suponían el 27,8 % en 2022. El 80,7 % de la superficie de cultivo en España se encuentra en Andalucía, las dos Castillas, Aragón y Extremadura (MAPA, 2024). Los ecosistemas acuáticos también pueden verse expuestos al riesgo de desertificación y degradación de la tierra (DS/DT), debido a procesos como la erosión, que se ven acelerados por el cambio climático (Flor-Blanco *et al.*, 2021), por la sobreexplotación de acuíferos (Parra *et al.*, 2021) o por la contaminación (Oduor *et al.*, 2023), entre otros. Del mismo modo se vería afectado el elevado número de servicios ecosistémicos que estos proporcionan, entre los que se encuentran la reposición de aguas subterráneas, la protección frente a inundaciones, la retención de nutrientes y la biodiversidad (Estrela-Segrelles *et al.*, 2021).

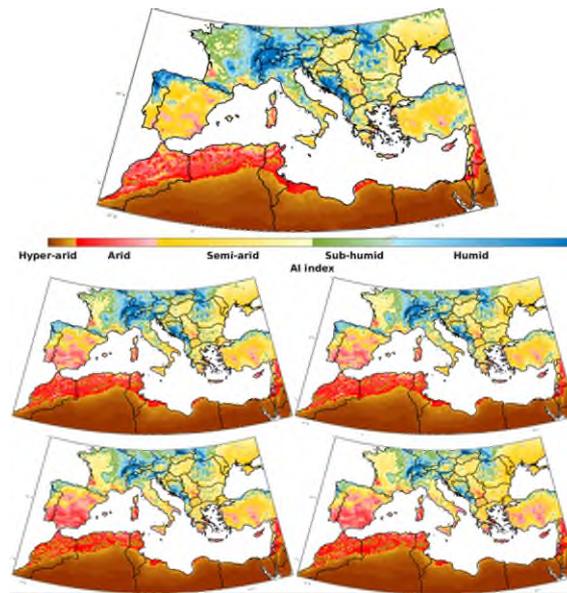


Figura 4.9. Índice de aridez del periodo base (1986–2005, panel superior), a medio plazo (2046–2065, paneles izquierdos) y a largo plazo (2081–2100, paneles derechos) para climas futuros basados en los escenarios RCP4.5 (paneles intermedios) y RCP8.5 (paneles inferiores). Fuente: Carvalho *et al.*, 2022.

Además, se ven expuestas a este riesgo las personas que directa o indirectamente viven de los ecosistemas susceptibles de sufrir DS/DT. Esto incluye a las decenas de miles de personas empleadas en el sector forestal, que podrían verse afectadas, aunque de forma desigual, toda vez que el proceso no afecta por igual a todas las zonas (MITECO, 2020). Además, este riesgo afecta de forma indirecta a la población con escasez de agua, en particular para la agricultura. Para los productores primarios conlleva afecciones socioeconómicas altas. Para la población general, el impacto del riesgo se ve reflejado de forma indirecta sobre la disponibilidad de alimentos y su precio, lo que afectará de forma desigual a la población según su vulnerabilidad socioeconómica (Freitas *et al.*, 2024; IPCC, 2019). A su vez, una mayor aridificación se asocia a un menor volumen de crédito para las empresas. Al mismo tiempo, el efecto de la aridez sobre el crédito varía por sectores y depende de la zona climática (Broto & Hubert, 2025).

La vulnerabilidad al riesgo de DS/DT depende de la interacción entre factores ecológicos y sociales y varía según su sensibilidad y capacidad de afrontamiento. Los ecosistemas frágiles son particularmente propensos a la desertificación cuando presentan características físicas y climáticas, como:

- Zonas áridas y semiáridas: estas regiones presentan baja disponibilidad hídrica y alta variabilidad climática, lo que favorece los procesos de degradación y limita la resiliencia natural del ecosistema (Reynolds *et al.*, 2007).
- Suelos poco desarrollados y pobres: Debido a su escasa profundidad, baja fertilidad y limitada capacidad de retención de agua, estos suelos presentan una alta vulnerabilidad a la erosión y al deterioro de su funcionalidad productiva ante presiones naturales o antrópicas (FAO-GTIS, 2016).
- Topografía con pendientes pronunciadas: Las laderas facilitan la escorrentía superficial y la pérdida de suelo fértil, especialmente en ausencia de cobertura vegetal adecuada (Morgan, 2009).
- Mayor riesgo de incendios: En zonas con estrés hídrico, los incendios forestales tienden a ser más frecuentes y severos, destruyendo la vegetación protectora del suelo y agravando su degradación (ver el riesgo complejo RC.4.5).

Las actividades humanas también desempeñan un papel central en el avance de la DS/DT a través de:

- Deforestación: La eliminación de coberturas forestales disminuye la capacidad del suelo para retener agua, expone las capas fértiles a la erosión y altera el microclima local (Bruijnzeel, 2004).
- Sobrepastoreo: El pastoreo intensivo reduce la cobertura vegetal, compacta el suelo y dificulta su regeneración natural, lo que acelera los procesos de degradación (Dregne, 2002).
- Prácticas agrarias intensivas: La agricultura sin manejo adecuado del suelo y del agua agota los nutrientes, incrementa la salinización y deteriora la estructura del suelo (Lal, 2001).
- Sobreexplotación del agua: La explotación excesiva de acuíferos y el desvío de cauces naturales reducen la disponibilidad hídrica para los ecosistemas, alterando su equilibrio funcional (Gleick, 2003).

La capacidad del ecosistema para resistir y recuperarse de la degradación determina en gran parte su vulnerabilidad (Millennium Ecosystem Assessment Board, 2005). Así, por ejemplo, ecosistemas con especies vegetales de crecimiento lento o alta especialización tienen menor capacidad de recuperación frente a las perturbaciones (Capdevila *et al.*, 2022). Además, la falta de técnicas de conservación del suelo, reforestación o control de erosión agrava la exposición de los ecosistemas a procesos de DS/DT (Kimmell *et al.*, 2023). Por otro lado, la capacidad social para responder y adaptarse a la amenaza de degradación del suelo es crítica (UNCCD, 2017). Sin inversiones adecuadas en prácticas sostenibles y tecnologías de conservación, la implementación de estrategias eficaces se ve limitada. Ello requiere instituciones que promuevan activamente la gestión sostenible de la tierra, incluyendo incentivos, fiscalización y apoyo técnico.

Impactos del riesgo

Este riesgo tiene un gran potencial de producir efectos en cascada, tanto en el sector forestal (alteraciones en funcionalidad y estructura forestal, pérdida de diversidad y productividad, erosión y degradación de suelos, etc.) (Peñuelas & Sardans, 2021), como en sectores como el patrimonio natural (pérdida de diversidad y servicios ecosistémicos), la agricultura (disminución de cosechas) (Rodríguez-Berbel *et al.*, 2022), pudiendo desencadenar la degradación de medios de vida y de subsistencia de ciertas poblaciones (Broto & Hubert, 2025; Olsson *et al.*, 2019).

La DS/DT ha reducido la productividad primaria (principalmente la agrícola) y los ingresos derivados de ella (Martínez-Valderrama *et al.*, 2022; Rodríguez-Berbel *et al.*, 2022), y ha contribuido a la pérdida de biodiversidad en algunos casos (Tariq *et al.*, 2024; Zheng *et al.*, 2024; Phillips *et al.*, 2022). Procesos como la erosión del suelo, la salinización secundaria y el sobrepastoreo han impactado negativamente en los servicios ecosistémicos de aprovisionamiento, particularmente la producción de alimentos y forraje (Prajapati *et al.*, 2024). La DS/DT reduce la capa vegetal, lo que altera la superficie del suelo, afectando al albedo y al balance hídrico, y favorece la ocurrencia de erosión eólica (Martín-Rosales *et al.*, 2007; Ramírez-Juidias *et al.*, 2023; Rodrigues do Nascimento, 2023). La erosión (por agua y viento) es un proceso dominante de degradación de la tierra (García-Ruiz, 2010). Para 2050, la erosión del suelo en tierras agrícolas de la UE y el Reino Unido aumentará entre un 13 % y un 22,5 %, siendo el cambio climático (mayor erosividad de la lluvia) el principal impulsor (Panagos *et al.*, 2021).

La salinización es un proceso químico de degradación de la tierra particularmente importante en el contexto del cambio climático. En España, ya se han identificado zonas en peligro de salinización, especialmente en áreas de regadío y en algunas regiones costeras en las que el cambio climático puede agravar significativamente la concentración de sales en el suelo, comprometiendo la productividad agrícola y acelerando los procesos de degradación. De los aproximadamente 3,5 millones de hectáreas de tierras de regadío que hay en España, cerca del 3% exhibe ya un potencial agrícola notablemente reducido por la acentuada salinización y un 15% se encuentra en situación de riesgo (Daliakopoulos *et al.*, 2016).

La pérdida de materia orgánica del suelo (MOS) es otro proceso relevante de degradación química, acelerado por el cambio climático, con una liberación neta de carbono. Un suelo saludable puede

secuestrar carbono de forma eficaz, pero cuando se degrada, el carbono orgánico almacenado se libera, aumentando aún más las emisiones de gases de efecto invernadero (Lugato, 2024). El carbono orgánico del suelo (COS) es un indicador adecuado de la calidad del suelo (Grilli *et al.*, 2021), ya que está funcionalmente vinculado a otras propiedades relevantes del suelo y de los servicios ecosistémicos que este presta. Se ha establecido como contenido crítico de COS (<20 g COS kg⁻¹) (2%) a partir del cual podrían producirse cambios significativos en la calidad del suelo con pequeños cambios en la concentración de COS. A su vez, los cambios en la materia orgánica del suelo pueden afectar a la capacidad de retención de agua de los suelos (Rawls *et al.*, 2003). La reducción de la capacidad de retención de agua de los suelos degradados amplifica las inundaciones, refuerza los procesos de degradación a través de la erosión del suelo y reduce la entrada anual de agua a los acuíferos, exacerbando la escasez de agua existente (Owuor *et al.*, 2016). Diferentes tipos de degradación del suelo aumentan la escasez de agua, tanto en cantidad como en calidad. A su vez, la sobreextracción está llevando al agotamiento del agua subterránea (Rouhani *et al.*, 2025).

Se considera que el principal agente responsable de la DS/DT en España es la gestión insostenible de las tierras agrícolas, pero, como demuestran las tendencias de los cambios en el uso del suelo, la expansión urbana se ha convertido en el agente de desertificación más activo en España (Barbero-Sierra *et al.*, 2013).

Los impactos de la degradación de la tierra trascienden las dimensiones biofísicas o ecológicas, pues además tienen repercusiones sociales y económicas. Esto incluye el impacto en la seguridad alimentaria, el aumento de la pobreza, los conflictos o la migración (Olsson *et al.*, 2019). Así, por ejemplo, la disminución de la productividad agrícola puede llevar al abandono de tierras y a la migración de las comunidades rurales a las ciudades, buscando mejores oportunidades. Esto no solo afecta la estructura socioeconómica de las zonas rurales, sino que también supone presión adicional sobre las áreas urbanas (Barbero-Sierra *et al.*, 2013).

El resumen del análisis completo del riesgo se puede consultar con detalle en la Ficha 4.3.

Ficha 4.3. Análisis del riesgo de desertificación (DS/DT) debido al agravamiento de las condiciones de aridez como consecuencia del aumento de las temperaturas, la frecuencia e intensidad de las sequías, una mayor torrencialidad de las lluvias y un aumento del riesgo de incendios forestales

Horizontes temporales y estimaciones de niveles de calentamiento					
		Actual	Corto plazo 2021-2040 (1,5 °C)	Medio Plazo 2041-2060 (2 °C)	Largo plazo 2081-2100 (3-4 °C)
Severidad del impacto	Sustancial	Sustancial	Sustancial	Sustancial	Crítica
	<p>Un 12 % de la España peninsular y las Islas Baleares ha experimentado una transición hacia categorías de aridez mayor entre 1961 y 2020. En Canarias, la transición hacia categorías más áridas ha afectado al 16% del territorio (Beguiría <i>et al.</i>, 2025).</p> <p>El 20% del territorio español está catalogado como en estado "Degradado", con valores</p>	<p>Riesgo bajo a moderado en zonas sensibles, como el suroeste de España. (Huang <i>et al.</i>, 2020).</p> <p>Impacto moderado pero significativo. Aumento notable de la aridez en la península ibérica, debido a una disminución de las precipitaciones y un aumento de la evapotranspiración</p> <p>potencial. Las zonas semiáridas del sureste de España podrían</p>	<p>El riesgo moderado se expande hacia el interior. Aumentan las zonas con alta vulnerabilidad.</p> <p>El 65% de las áreas europeas en zonas secas presentan un incremento del índice de desertificación global, especialmente en el sur. En zonas agrícolas del sur de Europa, la combinación de mayor temperatura, sequías e intensidad de uso del</p>	<p>España presenta una elevada transición a categorías de alto o muy alto riesgo. Las áreas de riesgo bajo disminuyen del 47% al 24% a nivel global. El cambio es impulsado por el aumento de temperatura. Reducción del índice de aridez (aumento de aridez). Incremento de presión humana (uso del suelo, urbanización, agricultura intensiva) (Huang <i>et al.</i>, 2020).</p>	

<p>Nivel de confianza (calidad/consenso)</p>	<p>de biomasa y productividad relativamente bajos. (Martínez-Valderrama <i>et al.</i>, 2016).</p> <p>El 37%, 20% y 10% de las tierras agrícolas (242.902 km²) están clasificadas con un grado medio, alto o muy alto de degradación de la tierra, respectivamente (Právělie <i>et al.</i>, 2024).</p>	<p>experimentar un avance de la desertificación, afectando la productividad del suelo y los ecosistemas locales (Carvalho <i>et al.</i>, 2022).</p>	<p>suelo acelera la degradación (Huang <i>et al.</i>, 2020).</p> <p>Se espera una disminución significativa del balance hídrico, especialmente en el sur de la península ibérica, lo que agravaría la escasez de agua para la agricultura y el consumo humano.</p> <p>Pérdida de carbono orgánico en suelos: Por cada grado de aumento de temperatura, se estima una pérdida del 6-7% de carbono orgánico en los suelos, lo que deteriora su fertilidad y estructura (Carvalho <i>et al.</i>, 2022).</p>	<p>Riesgo de degradación irreversible. Amplias zonas del sur y sureste de España podrían volverse impracticables para la agricultura tradicional, debido a la pérdida de fertilidad del suelo y la escasez de agua. La combinación de altas temperaturas, sequías prolongadas y pérdida de vegetación podría llevar al colapso de ecosistemas locales, afectando la biodiversidad y los servicios ecosistémicos (Carvalho <i>et al.</i>, 2022).</p>
	<p>Alto (Alto/Medio)</p> <p>Respaldo por metodología robusta, métodos estadísticos apropiados y una alineación con las prácticas estándar en la investigación climática.</p>	<p>Medio (Medio/Medio)</p> <p>Metodología robusta y validación cruzada. Uso de modelos climáticos reconocidos. El uso de un promedio de múltiples modelos ayuda a reducir la incertidumbre inherente a las proyecciones climáticas. Existe consenso entre modelos climáticos regionales (EURO-CORDEX). Pero también se reconoce una incertidumbre creciente en escenarios de altas emisiones (como RCP8.5, equivalente a +4 °C), especialmente en cuanto a diferencias regionales y variabilidad.</p>	<p>Medio (Medio/Medio)</p> <p>Las previsiones no dinámicas del sector reducen la confianza en los datos. Existe consenso entre modelos climáticos regionales (EURO-CORDEX). Pero también se reconoce una incertidumbre creciente en escenarios de altas emisiones (como RCP8.5, equivalente a +4 °C), especialmente en cuanto a diferencias regionales y variabilidad.</p>	<p>Medio (Medio/Medio)</p> <p>Aunque hay alta robustez en la señal de aumento de aridez y riesgo de desertificación, las magnitudes específicas y los impactos locales precisos tienen más incertidumbre (Carvalho <i>et al.</i>, 2022). Esta incertidumbre no invalida los resultados, pero sí refuerza la necesidad de enfoques preventivos y de adaptación localizados. Existe consenso entre modelos climáticos regionales (EURO-CORDEX). Pero también se reconoce una incertidumbre creciente en escenarios de altas emisiones (como RCP8.5, equivalente a +4 °C), especialmente en cuanto a diferencias regionales y variabilidad.</p>
	Peligro	Exposición	Vulnerabilidad	
Componentes del riesgo	Los principales componentes del peligro asociados al riesgo de desertificación y degradación de la tierra están asociadas	Los factores de exposición destacados son: <ul style="list-style-type: none"> Ubicación geográfica: Regiones áridas, semiáridas y 	Susceptibilidad ecológica: <ul style="list-style-type: none"> Suelos poco desarrollados. Suelos pobres. Zonas áridas y semiáridas. 	

	<p>tanto a factores naturales como humanos entre los que destacan:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Aumento de las temperaturas, alteraciones en los patrones de precipitación, incremento de la evapotranspiración y disminución de las precipitaciones, aumento de los eventos climáticos extremos que intensifican la aridez y la erosión del suelo, lo que contribuyen a la degradación de la tierra. • Procesos de degradación de la tierra como erosión hídrica y eólica, salinización, pérdida de carbono orgánico del suelo y reducción de la fertilidad. • Prácticas de uso de la tierra insostenibles: deforestación, sobrepastoreo, agricultura intensiva sin medidas de conservación y expansión urbana descontrolada que degradan la cubierta vegetal y la estructura del suelo. • Incendios forestales: Aumento en la frecuencia e intensidad de incendios que destruyen la vegetación protectora y dejan el suelo expuesto a la erosión. • Extracción excesiva de recursos hídricos: Sobreexplotación de acuíferos y desvío de cursos de agua que reducen la disponibilidad de agua para la vegetación y los ecosistemas. 	<p>subhúmedas secas son más propensas a la desertificación debido a su clima y características del suelo.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Dependencia de recursos naturales: Comunidades que dependen directamente de la agricultura, ganadería o recursos forestales están más expuestas a los efectos de la degradación de la tierra. • Densidad poblacional: áreas con alta concentración de población pueden ejercer mayor presión sobre los recursos naturales. 	<ul style="list-style-type: none"> • Topografía (pendientes). • Mayor riesgo de incendios. <p>Susceptibilidad social:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Deforestación. • Sobrepastoreo. • Prácticas agrarias intensivas. • Sobreexplotación de agua. <p>Capacidad de afrontamiento ecológico:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Modo y tiempo de regeneración vegetal. <p>Capacidad de afrontamiento social:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Disponibilidad de recursos financieros, tecnológicos y humanos para implementar prácticas de manejo sostenible y adaptarse a las condiciones cambiantes. • Existencia y eficacia de políticas públicas, marcos legales e instituciones que promuevan la gestión sostenible de la tierra y la mitigación de la desertificación. • Falta de implementación de estrategias de gestión sostenible de la tierra.
<p>Aspectos Transversales</p>	<p>Transfronterizos</p>	<p>Migraciones internas y externas: La pérdida de productividad del suelo y de medios de vida (especialmente en zonas agrícolas y rurales del sur y sureste de España) puede generar despoblamiento rural, dando lugar a desplazamientos de población hacia otras regiones más fértiles o urbanizadas, e incluso hacia otros países de la UE.</p> <p>Pérdida de biodiversidad con impactos regionales: La degradación de la tierra y la desertificación pueden llevar a la pérdida de hábitats únicos y especies endémicas, algunas de las cuales forman parte de corredores ecológicos transnacionales. Esto comprometería objetivos comunes de la UE en conservación de la biodiversidad (Red Natura 2000).</p> <p>Impactos en la seguridad alimentaria europea: España es un productor agrícola clave en Europa (frutas, hortalizas, aceite de oliva, vino). La degradación de las tierras fértiles puede afectar a la oferta de estos productos en el mercado europeo. Se incrementaría la dependencia de importaciones extracomunitarias, con implicaciones económicas y estratégicas.</p> <p>Obligaciones legales e institucionales: España está sujeta a compromisos internacionales (Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación - UNCCD, Directiva Marco del Agua de la UE, Green Deal). El incumplimiento o la mala gestión de estos compromisos puede afectar la cooperación internacional y conllevar sanciones o restricciones.</p>	
	<p>Territoriales</p>	<p>Desigualdades territoriales crecientes: Las regiones más afectadas por la desertificación se concentran en el sureste peninsular (Andalucía, Murcia, Comunidad Valenciana, Castilla-La Mancha) y Canarias. Esto refuerza la brecha territorial entre zonas con suelos más fértiles y capacidad de desarrollo económico (norte y noroeste) y otras en riesgo ambiental (sur y este).</p> <p>Impacto en ecosistemas y corredores ecológicos: La desertificación interrumpe conectividades ecológicas clave, lo que debilita la resiliencia ambiental a nivel territorial. Amenaza a espacios</p>	

		<p>protegidos que son nodos fundamentales de la Red Natura 2000 y de los planes de restauración ecológica.</p> <p>Gestión del agua: El territorio sufre una presión creciente sobre los recursos hídricos, especialmente en cuencas como las del Segura, Júcar o Guadalquivir. Se intensifican los conflictos por el uso del agua entre comunidades autónomas y sectores (agrícola, turístico, urbano). Proyectos como trasvases o infraestructuras hidráulicas tienen un fuerte componente territorial y político.</p>
	Sociales	<p>Adicionalmente, el riesgo de abandono rural en zonas degradadas y la concentración poblacional en áreas urbanas. La degradación de la tierra mina el potencial de actividades económicas como la agricultura, la ganadería extensiva o el ecoturismo.</p>
	Maladaptación	<p>Agricultura intensiva e insostenible: Uso excesivo de agua para riego en zonas áridas o secas (por ejemplo, cultivos de regadío en Murcia, Almería o la Mancha Oriental), provoca sobreexplotación de acuíferos, lo que puede poner en peligro ecosistemas sensibles que dependen en gran medida de las masas de agua subterránea, como los presentes en los parques nacionales de las Tablas de Daimiel o Doñana, así como provocar la salinización del suelo. Los monocultivos reducen la biodiversidad del suelo y aumentan la erosión. El uso intensivo de agroquímicos degrada la fertilidad del suelo y contamina aguas subterráneas.</p> <p>Expansión urbana y turística en zonas vulnerables: Urbanización descontrolada en áreas costeras y semiáridas, especialmente en el litoral mediterráneo, conlleva impermeabilización del suelo, pérdida de terreno fértil y fragmentación del territorio. Desarrollos turísticos que requieren grandes cantidades de agua, especialmente campos de golf o urbanizaciones en zonas áridas agravan el déficit hídrico.</p> <p>Reforestaciones mal planificadas: Plantaciones forestales con especies no autóctonas o inapropiadas (como pinos o eucaliptos en zonas secas) pueden agotar el agua del suelo y aumentar el riesgo de incendios.</p> <p>Gestión inadecuada del agua: Grandes infraestructuras hidráulicas (embalses, trasvases) a veces redistribuyen el agua sin resolver los problemas estructurales de sobreuso, beneficiando modelos productivos insostenibles. El fomento del regadío en zonas ya vulnerables (como mediante subsidios o transformación de cultivos) puede ser contraproducente si no se acompaña de control y eficiencia.</p> <p>Falta de integración entre políticas agrícolas, forestales, hidrológicas y de ordenación del territorio, lo que genera respuestas parciales y contradictorias.</p> <p>Falta de participación y conocimiento local: La imposición de medidas sin contar con las comunidades locales puede generar rechazo o mala implementación.</p> <p>Ignorar saberes tradicionales o adaptaciones históricas al clima seco (como bancales, cultivos mixtos o técnicas de captación de agua) supone una pérdida de resiliencia territorial.</p>
	Género	<p>La desertificación contribuye al abandono de áreas rurales, y en muchos casos las mujeres jóvenes son las primeras en migrar por falta de oportunidades y servicios. Sin embargo, en el ámbito rural son las mujeres las que mayoritariamente lideran iniciativas locales de agricultura ecológica, custodia del territorio, turismo sostenible y recuperación de saberes tradicionales que favorecen el uso sostenible del suelo.</p> <p>Son impulsoras de modelos agroecológicos y diversificados, que ofrecen alternativas reales a la degradación ambiental.</p>

Otros aspectos analizados

Umbrales críticos	<p>La aridez, estimada como la relación inversa entre la precipitación y la evapotranspiración potencial, afecta a diversos atributos estructurales y funcionales de los ecosistemas de las tierras secas del mundo, y provoca cambios abruptos en múltiples atributos de los ecosistemas. En otras palabras, una vez alcanzado un nivel de aridez, pequeños incrementos de esta provocan cambios drásticos en el valor del atributo. Estos cambios se producen secuencialmente en tres fases caracterizadas por descensos abruptos de la productividad vegetal, la fertilidad del suelo y la cubierta y riqueza vegetal a valores de aridez de 0,54, 0,70 y 0,80, respectivamente (Berdugo <i>et al.</i>, 2020).</p> <p>Otros umbrales críticos clásicamente descritos son:</p>
-------------------	--

	<ul style="list-style-type: none"> • Pérdida de cobertura vegetal: < 30% de cobertura permanente acelera la erosión, se reduce la infiltración de agua y aumenta la escorrentía. En suelos áridos, este umbral es especialmente crítico (Reynolds <i>et al.</i>, 2007). • Reducción de materia orgánica: < 1–1,5% de carbono orgánico en suelos agrícolas ocasiona la pérdida de fertilidad, estructura y biodiversidad microbiana, facilitando el inicio de una espiral de degradación. (Loveland & Webb, 2003). • Compactación y pérdida de porosidad: una densidad aparente > 1,6 g/cm³ en suelos franco-arenosos puede disminuir la infiltración de agua y el crecimiento radicular (Hamza & Anderson, 2005). • Salinización: conductividad eléctrica del suelo > 4 dS/m, ocasionando la inhibición del crecimiento vegetal, pérdida de productividad (El-Ramady <i>et al.</i>, 2024).
<p>Lock-in/Bloqueo</p>	<p>Los modelos agrícolas intensivos requieren grandes cantidades de agua y degradan la calidad del suelo. Así, por ejemplo, las inversiones hechas en sistemas de regadío o maquinaria hacen difícil cambiar a prácticas menos intensivas.</p> <p>La urbanización y el turismo en zonas áridas o litorales consumen suelo fértil y agravan la escasez de agua. La infraestructura ya construida y la economía local basada en el turismo masivo dificultan la restauración del territorio.</p> <p>La falta de gestión activa de las zonas rurales y forestales conduce a la erosión, a incendios forestales y a la pérdida de suelo. El éxodo rural ha dejado muchas áreas sin capacidad de intervención. La recuperación exige inversiones y cambios institucionales complejos.</p>
<p>Planes o medidas en curso de gestión del riesgo</p>	<p>Entre las políticas específicas de la UE para la protección del suelo y la lucha contra la desertificación está la Estrategia de la UE para la Protección del Suelo, que tiene como objetivo que en el año 2050 los suelos de Europa estén sanos, en el sentido de que mantengan su capacidad para la provisión de bienes y servicios a la sociedad. Adicionalmente, el Pacto Verde Europeo contempla iniciativas e instrumentos estratégicos adicionales con objetivos cuyo cumplimiento requiere de actuaciones sinérgicas con las necesarias para combatir la lucha contra la desertificación y la degradación del suelo.</p> <p>Algunos de estos otros instrumentos estratégicos son:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Estrategia de Adaptación al Cambio Climático de la UE. • Estrategia de la UE sobre Biodiversidad de aquí a 2030. • Estrategia de la UE en favor de los bosques para 2030. • Ley de Restauración de la Naturaleza la UE que prevé la restauración de las zonas degradadas. • Estrategia «de la granja a la mesa». • Planes Estratégicos de la Política Agraria Común. • Estrategia de la UE para la Protección del Suelo. • Plan de Acción para la Economía Circular. • Misiones Horizonte Europa sobre salud del suelo y adaptación al cambio climático. <p>En el ámbito nacional la Estrategia Nacional de Lucha Contra la Desertificación marca los objetivos y principios, analiza las políticas que mayor impacto tienen sobre la desertificación, elabora un diagnóstico de la situación en España (causas, impactos, principales escenarios de la desertificación y análisis DAFO) y propone medidas y acciones para mejorar la gobernanza de la lucha contra la desertificación y fomentar una gestión de las tierras que evite su degradación.</p> <p>Adicionalmente se cuenta con otras estrategias o instrumentos de las políticas sectoriales o transversales relacionados directa o indirectamente con la lucha contra la desertificación. Entre las políticas sectoriales están:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Plan Estratégico de la PAC post 2020 (2023-2027). • Planificación nacional de regadíos. • Grupos Operativos AEI-Agri (Asociación Europea para la Innovación en materia de productividad y sostenibilidad agrícola). • Estrategia de Digitalización del Sector Agroalimentario y Forestal y del Medio Rural. • Programa Nacional de Innovación e Investigación Agroalimentaria y Forestal. • Estrategia Forestal Española y Plan Forestal Español. • Plan Nacional de Actuaciones Prioritarias en materia de restauración hidrológico-forestal, control de la erosión y defensa contra la desertificación (PNAP). • Orientaciones Estratégicas de Gestión de Incendios Forestales en España. • Planes Hidrológicos de las Demarcaciones Hidrográficas. • Planes de Gestión del Riesgo de Inundación (PGRI). • Planes Especiales de Actuación en Situaciones de Alerta y Eventual Sequía (PES). • Estrategia Nacional de Restauración de Ríos. • Libro Verde de la Gobernanza del Agua.

	<p>Entre las políticas transversales están:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ley 7/2021, de 20 de mayo, de Cambio Climático y Transición Energética. • Estrategia a largo plazo para una economía española moderna, competitiva y climáticamente neutra en 2050 (ELP). • Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030 (PNIEC). • Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC-2) y los Planes de Impulso al Medio Ambiente para la Adaptación al Cambio Climático en España (PIMA Adapta). • Estrategia de Transición Justa. • Plan Estratégico del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad (PEPNB). • Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológica (ENIVCRE). • Plan Estratégico de Humedales 2022-2030. • Red Española de Reservas de la Biosfera (Programa MaB-UNESCO). • Plan de Acción de Educación Ambiental para la Sostenibilidad 2021-2025. • Estrategia Nacional frente al Reto Demográfico. • Plan de Recuperación. 130 Medidas ante el Reto Demográfico: Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia. • Estrategia Española de Economía Circular. España Circular 2030 / Plan de Acción de Economía Circular (PAEC 2021-2023). • Estrategia Española de Bioeconomía Horizonte 2030 (2015). • Plan Nacional de Acción de Finanzas Sostenibles. • Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR). • Estrategia de Desarrollo Sostenible 2030.
<p>Gobernanza de la gestión del riesgo</p>	<p>Dada la complejidad de este riesgo, se requiere un modelo de gobernanza integrado, la existencia de políticas multiescalares, la participación comunitaria y la aplicación de tecnologías para una gestión de riesgos efectiva, sostenible y adaptativa. Este tipo de gobernanza se basa en la cooperación entre actores públicos, privados y sociales a nivel local, nacional e internacional.</p> <p>La UE y todos sus Estados miembros son parte de la Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD). La coordinación europea se canaliza a través de posiciones comunes y financiación de iniciativas de cooperación internacional.</p> <p>Entre los instrumentos facilitadores de la gobernanza y gestión con los que cuenta la UE están:</p> <ul style="list-style-type: none"> • El Joint Research Centre proporciona datos científicos clave sobre suelos, erosión, aridez, incendios forestales y desertificación. Administra el European Soil Data Centre (ESDAC) y modelos como LUCAS (Land Use/Cover Area frame Survey). • La Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA) produce evaluaciones periódicas sobre el estado del suelo y los impactos del cambio climático en la tierra. Es un soporte técnico esencial para las decisiones políticas. <p>A nivel comunitario también se cuenta con programas e instrumentos financieros como:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Política Agraria Común (PAC): a través de los ecorregímenes, los pagos directos y los fondos de desarrollo rural (FEADER), se promueve la agricultura sostenible, la lucha contra la erosión y la gestión de tierras vulnerables. • Mecanismo de Recuperación y Resiliencia (NextGenerationEU): ha venido financiando acciones climáticas, restauración de suelos, reforestación, prevención de incendios y transformación agroecológica como parte de los planes nacionales de recuperación. • Horizonte Europa: programa de financiación para investigación e innovación que incluye misiones específicas relacionadas con el suelo: "Soil Deal for Europe", que tiene como objetivo restaurar la salud del suelo en al menos el 75% de los suelos europeos para 2030. • LIFE Programme: fondo específico para el medio ambiente y la acción climática, que ha financiado numerosos proyectos piloto de restauración de suelos, lucha contra la desertificación y adaptación a la sequía. <p>A nivel estatal, el MITECO, a través de su Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación, coordina las políticas de lucha contra la desertificación. Además, el Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX) y la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) proporcionan información técnica y científica clave.</p> <p>Las comunidades autónomas tienen competencias en medio ambiente, agricultura, ordenación del territorio y prevención de incendios. Muchas de ellas han desarrollado planes y estrategias propias relacionadas con el cambio climático, ya sea como planes de adaptación, mitigación o estrategias integradas, alineadas con los objetivos del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC) y los compromisos europeos e internacionales (como el Acuerdo de París).</p>

	<p>Adicionalmente, también existen instrumentos locales de gobernanza de este riesgo (actuación de los municipios, diputaciones provinciales, comarcas y otras entidades subnacionales) en la gestión del territorio, la planificación urbanística, la protección ambiental, la agricultura y la sensibilización ciudadana, entre los que se encuentran:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Planes Municipales de Adaptación al Cambio Climático (PMACC). • Planes Generales de Ordenación Urbana (PGOU). • Planes de Prevención de Incendios Forestales (PPIF). • Estrategias de Desarrollo Local Participativo (EDLP).
<p>Beneficios de medidas de adaptación futuras</p>	<p>Estos beneficios abarcan diversos ámbitos:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ecológicos: reducción de la erosión, mejora de la infiltración y retención hídrica, recuperación de la biodiversidad del suelo, aumento del secuestro de carbono. • Agrícolas y productivos: estabilización o incremento de rendimientos agrícolas, mayor resiliencia de los sistemas agroganaderos, reducción de costes a largo plazo. • Socioeconómicos: fijación de población en áreas rurales. generación de empleo verde, protección del patrimonio paisajístico y cultural. • Beneficios en salud y seguridad: reducción de contaminantes del suelo, menor peligrosidad de incendios forestales, mitigación del riesgo de inundaciones. • Institucionales y políticos: cumplimiento de compromisos climáticos y ambientales, acceso a financiación internacional, fortalecimiento de la gobernanza local.
<p>Afección a/de descarbonización o neutralidad climática</p>	<p>Impacto del riesgo en la descarbonización</p> <ul style="list-style-type: none"> • Pérdida de capacidad de sumidero de carbono: los suelos degradados pierden materia orgánica, lo que reduce el carbono almacenado. Se interrumpe el ciclo natural de captura y retención de carbono. • Emisiones asociadas a procesos degradativos: la erosión, los incendios forestales y la pérdida de cobertura vegetal provocan emisiones de carbono. Cambios en el uso del suelo por baja productividad aumentan las emisiones. • Aumento de vulnerabilidad al cambio climático: suelos degradados responden peor a eventos extremos (sequías, lluvias intensas), dificultando prácticas de carbono positivo, como la agricultura de conservación o la reforestación. <p>Impacto de la descarbonización en el riesgo:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Impactos positivos (reducción del riesgo de desertificación): <ul style="list-style-type: none"> – Las políticas climáticas promueven la reforestación, la agricultura regenerativa y la restauración de suelos degradados, contribuyen a mantener la integridad y calidad del suelo y de la productividad. – Las tecnologías eficientes (riego localizado, reutilización de aguas residuales) impulsadas por la transición energética reducen la demanda de nuevos recursos hídricos. – Las inversiones en infraestructura verde permiten financiar proyectos de revegetación, terrazas, cortafuegos naturales, lo que ayuda a frenar la degradación. • Impactos potenciales negativos o contradictorios: <ul style="list-style-type: none"> – La expansión de infraestructuras renovables (plantas fotovoltaicas o eólicas) puede ocasionar compactación, erosión y pérdida de cobertura vegetal. – Intensificación de cultivos bioenergéticos: la producción masiva de biocombustibles o biomasa puede conducir a sobreexplotación del suelo y del uso del agua en zonas semiáridas.
<p>Déficits de información</p>	<p>Existe déficit de datos sistemáticos, continuos y comparables a escala nacional y regional. Aunque existen iniciativas como el Inventario Nacional de Suelos (INS) o el Sistema de Información sobre Desertificación en España, la cobertura temporal y espacial es aún insuficiente para capturar la variabilidad de los procesos de degradación. Algunos procesos de degradación están relativamente bien documentados (p. ej., la erosión del suelo), mientras que otros, como la pérdida de biodiversidad, siguen sin abordarse adecuadamente.</p> <p>La ausencia de indicadores normalizados y validados a nivel estatal impide una evaluación precisa del estado y la evolución del suelo, limitando la identificación de áreas críticas y la priorización de medidas.</p> <p>La desertificación es un proceso multifactorial, pero la información disponible suele abordar los factores de forma aislada. La integración de datos agroclimáticos, socioeconómicos y de usos del suelo en plataformas comunes es aún incipiente. Esto limita la posibilidad de realizar análisis sistémicos y prospectivos que permitan anticipar dinámicas futuras bajo distintos escenarios de cambio climático.</p>
<p>Recomendaciones de priorización</p>	<p>Requiere planificación y preparación de respuestas en un horizonte temporal cercano. Requiere una evaluación más detallada y estudios complementarios. Es necesaria una gobernanza transversal, con decisiones compartidas y planificación conjunta.</p>

5.5 RC 4.5 Riesgo de pérdida de masas forestales debido al aumento del peligro de incendio causado por el cambio climático

Introducción al riesgo

Este riesgo analiza cómo el cambio climático puede afectar a las condiciones que propician los incendios forestales y, con ello, la pérdida de las masas forestales que se queman. La probabilidad e intensidad del peligro de incendio están determinadas por la meteorología y el clima, los cuales favorecen la ignición y propagación del fuego (Abatzoglou *et al.*, 2018). Para que haya una ignición, se precisa una fuente de energía que inicie el proceso de combustión. El 95% de los incendios se deben a causas humanas y el resto a los rayos (MAPA, 2019). Los eventos extremos de altas temperaturas, baja precipitación, bajo contenido en humedad del aire y alta velocidad del viento favorecen los grandes incendios (Cardil *et al.*, 2015; Rodrigues *et al.*, 2023; Russo *et al.*, 2017).

Los incendios ocurren prácticamente en toda nuestra geografía, aunque en el noroeste peninsular tienen una mayor prevalencia (MAPA, 2019; Urbietta *et al.*, 2019). Por su importancia, su extensión y probabilidad de que con el cambio climático terminen siendo más grandes e intensos, este riesgo se considera clave. La Figura 4.10 esquematiza los componentes e impactos de este riesgo.

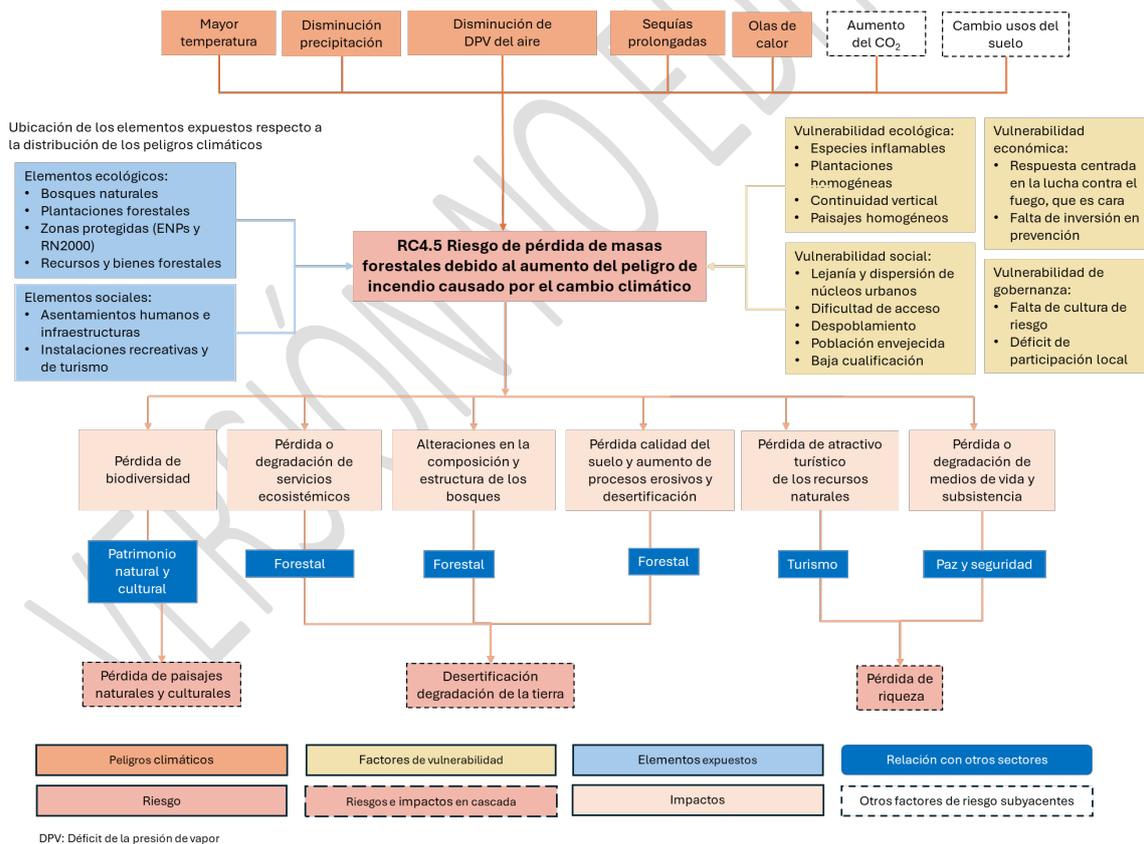


Figura 4.10. Cadena de impacto del riesgo de pérdida de masas forestales debido al aumento del peligro de incendio causado por el cambio climático.

Entre 1960 y finales del siglo pasado, España registró un fuerte aumento en el número de incendios forestales, superando en algunos años los 25.000 siniestros. Desde entonces, la tendencia ha sido descendente, de manera que en la última década el número medio de siniestros ha caído a 9.670 por año (MITECO, 2025). Entre 1961 y 2024 se quemaron más de 8,9 millones de hectáreas, lo que supone un 31 % de la superficie forestal del país. Las décadas de 1970 a 1990 concentraron los años más severos, con más de 400.000 ha quemadas en 1978, 1985, 1989 y 1994, y promedios anuales de hasta 244.000 ha en la década de 1980. El área quemada anualmente ha descendido en las últimas décadas, debido a un aumento en la eficacia de la extinción (Urbieto et al., 2019). Así, durante la última década el promedio de superficie quemada ha sido de 103.000 ha/año, de las cuales 35.000 ha fueron arboladas, y unas 24.000 ha afectaron a zonas protegidas. No obstante, en los últimos años (2022, 2025) se han producido grandes aumentos del área quemada y de grandes incendios, que han coincidido con olas de calor también extraordinarias, marcando un cambio de tendencia (ver Cuadro 1). La siniestralidad se reparte de forma muy similar entre las provincias del noroeste, centro y mediterráneo. Sin embargo, la superficie quemada es mayor en las dos primeras, particularmente la superficie arbolada, con un 27,9%, 59,3% y 12,7%, respectivamente (MITECO, 2025). El promedio anual de grandes incendios (>500 ha) en la última década ha sido de 24. Aunque su número es pequeño (0,18% del total), la superficie que queman es desproporcionadamente grande (36% del total). En este sentido, desde principios de los años 2000 se está observando una tendencia hacia el incremento de los incendios forestales de mayor tamaño (MAPA, 2019) (Cuadro 1).

Cuadro 1: Los megaincendios de 2022 y 2025 y las olas de calor

Hasta 2022, el área quemada anualmente venía descendiendo en las últimas décadas, debido a la mayor capacidad de lucha contra el fuego. Aun así, en ese año se quemaron 263.000 ha, casi cuatro veces más que la media de la década precedente, con 57 incendios de más de 500 ha. La mayor superficie quemada se dio en Galicia, Castilla y León, Extremadura, Navarra y Valencia. Los dos mayores incendios ocurrieron en Zamora (Sierra de la Culebra), con 28.000 y 26.000 ha. El fuego se vio favorecido por olas de calor casi continuas durante el verano, acompañadas de vientos secos en muchas zonas.

En 2025, los incendios volvieron a afectar al noroeste de España. El 31 de agosto se habían quemado en España 346.443 ha (datos de MITECO; CyL de EFFIS), principalmente en Galicia, Castilla y León, y en menor medida, en Extremadura, Asturias y Andalucía. Se produjeron 60 incendios de más de 500 ha y 10 incendios de más de 10.000 ha (megaincendios), que afectaron a 261.000 ha. Agosto empezó con una ola de calor de gran extensión, duración e intensidad que, según AEMET, fue récord histórico, con 4,6°C de anomalía, superando el récord anterior de 2022 (4,5°C). Los incendios comenzaron en la segunda semana del mes, impulsados por un viento seco, del sur y cambiante, con rachas que alcanzaron los 70-80 km/h, causando 4 muertes y la evacuación de 40.000 personas. El día 16 del mes había 28 incendios simultáneos. El fuego afectó directamente a varias aldeas y pueblos. La línea de AVE Madrid-Galicia estuvo suspendida durante 7 días consecutivos. El humo cubrió amplias zonas del noroeste peninsular durante muchos días. En paralelo, en el norte de Portugal se produjo una oleada de incendios que afectó a 268.000 ha, un 3% de su territorio.

2022 y 2025 marcan un punto de inflexión en la tendencia reciente de los incendios forestales en España. Hay que remontarse a 1994 para encontrar cifras de área quemada superiores, cuando el sistema de lucha contra incendios estaba mucho menos desarrollado. Los numerosos incendios simultáneos que se produjeron en distintas zonas del país, favorecidos por olas de calor extremas y montes cargados de combustible, nos alertan del potencial para la catástrofe bajo un clima recalentado.

Las igniciones pueden tener causa natural (rayos) o humana, y su distribución espacial y temporal es desigual, lo que determina en parte la distribución geográfica de los incendios (Vázquez & Moreno, 1998). Los rayos son frecuentes en zonas elevadas y afectan a unos tipos de vegetación más que otros (Vecín- Arias *et al.*, 2016). Por otro lado, las igniciones humanas son más frecuentes en zonas próximas a los asentamientos humanos y a las carreteras (Badia-Perpinyá & Pallares-Barbera, 2006; Viedma *et al.*, 2009; Zambon *et al.*, 2019), aunque su papel ha ido cambiando con el tiempo (Rodrigues *et al.*, 2018). De media, la mayoría de los incendios forestales en España son provocados por la acción humana: un 28 % por negligencias y un 53 % de forma intencionada. Solo el 5 % tiene origen natural, principalmente por la caída de rayos (MAPA, 2019).

La cadena de impacto: peligro, exposición y vulnerabilidad

Para que se produzca un incendio forestal se requieren tres elementos fundamentales: una fuente de ignición, combustible disponible y condiciones meteorológicas que permitan la propagación del fuego. Esta última componente —el estado atmosférico— resulta clave, ya que variables como la temperatura, la humedad relativa, el viento o la precipitación, así como factores acumulativos, como la sequía, determinan la probabilidad de propagación una vez que se produce la ignición. El análisis del vínculo entre la actividad de fuego y el clima se basa en el estudio de estas variables climáticas de forma individual (Gudmundsson *et al.*, 2014; Jain *et al.*, 2022) o combinadas en índices de peligro (Urbieta *et al.*, 2015). Entre los índices de peligro más usados se encuentra el FWI (por sus siglas en inglés de Fire Weather Index [Índice Meteorológico del Fuego]), del sistema canadiense de peligro de incendios, por ajustarse muy bien a las condiciones de nuestra geografía y vegetación.

Durante las últimas décadas, el FWI ha aumentado, tanto en sus valores medios como en los extremos (Carnicer *et al.*, 2022; Hetzer *et al.*, 2024; Venäläinen *et al.*, 2014), lo que se refleja en la aparición de incendios con más intensidad, y más veloces (i.e., mayor tasa de propagación), aunque parte de este incremento también es debido a la mayor biomasa acumulada (Senande-Rivera *et al.*, 2025). La temporada de incendios se ha alargado (Jolly *et al.*, 2015), y han aumentado la severidad del fuego (Grünig *et al.*, 2023), la sincronización espacial de las condiciones de peligro más severas (Torres-Vázquez *et al.*, 2025), los incendios de intensidad y velocidad de propagación desusadamente alta (Duane *et al.*, 2021) y la proporción de superficie quemada por los incendios de mayor tamaño (Royé *et al.*, 2020). Los incendios grandes (megaincendios) han aumentado también, particularmente bajo condiciones de ola de calor, que también han aumentado (Costa-Saura *et al.*, 2025) (Cuadro 1). Además, las proyecciones de cambio climático indican un aumento en la frecuencia e intensidad de las condiciones meteorológicas —medias y extremas— que favorecerán los incendios forestales, además de un alargamiento de la temporada de incendios (Bedia *et al.*, 2015; Carnicer *et al.*, 2022; El Garroussi *et al.*, 2024) (Figura 4. 11). La velocidad de propagación del fuego y su intensidad aumentarán (Aparicio *et al.*, 2022), así como el tamaño máximo de los incendios (Grünig *et al.*, 2023; Ruffault *et al.*, 2020). Sin embargo, el impacto de la mayor severidad de las condiciones de incendio sobre su incidencia varía considerablemente según los autores, los modelos utilizados y los escenarios considerados (Dupuy *et al.*, 2020). Para modelos basados en índices de sequía se prevén aumentos del 50% de la superficie quemada para un calentamiento global de 1,5°C, y hasta más del 200% para calentamientos globales de 3°C (Turco *et al.*, 2018). Cálculos basados en el FWI arrojan aumentos del 200-300% para finales de siglo en escenarios intensos en emisiones, con calentamientos globales de hasta 4°C (Sousa *et al.*, 2015). No obstante, estos modelos no contemplan las interacciones entre el clima y otros factores sobre la vegetación, ni tampoco la interacción del fuego sobre esta o los efectos de la lucha contra incendios, por lo que la incertidumbre de sus cálculos es alta.

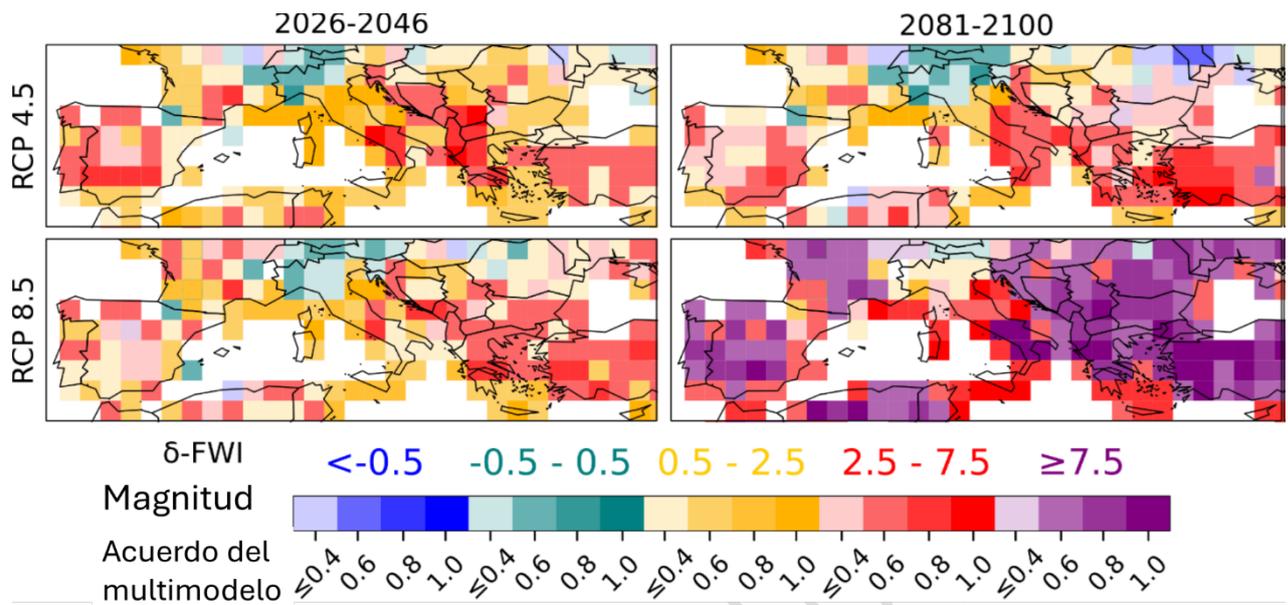


Figura 4.11. Anomalías del índice de peligro FWI (δ -FWI) calculadas por un multimodelo para la estación de incendios actual (JJAS) en la región mediterránea, considerando dos periodos futuros (cercano, 2026-2046) y lejano (2081-2100), y dos escenarios de forzamiento radiativo (moderado, RCP 4.5) y extremo (RCP 8.5). La magnitud y el signo de las anomalías quedan representados por los tonos de color (divididos en 5 intervalos), mientras que el nivel de transparencia indica el nivel de acuerdo entre los modelos, y se expresa como la fracción del número total de modelos cuya anomalía proyectada coincide en el mismo intervalo. Fuente: Bedia *et al.*, 2015.

El combustible vegetal constituye el otro componente del peligro, siempre que presente niveles críticos de sequedad y una continuidad espacial que favorezca la propagación del fuego. Las características de los vegetales y su conformación estructural y espacial determinan su mayor o menor propensión a arder, y por tanto la magnitud del fuego. Consiguientemente, son parte de la peligrosidad, ya que el fuego es un riesgo en el que los individuos que son afectados (arden) contribuyen al peligro. Los vegetales difieren en su susceptibilidad a arder, por tanto, en la predisposición a ser afectados por el fuego, lo que determina su vulnerabilidad, por lo que se incluirá en esa parte (Lecina-Díaz, Martínez-Vilalta, Álvarez, Banqué, *et al.*, 2021). Otro componente de la peligrosidad de un territorio es su relieve, ya que las zonas inclinadas son más factibles de arder que las planas, toda vez que el fuego se transmite mejor a favor de la pendiente (Viedma *et al.*, 2015).

Los elementos expuestos que pueden ser afectados por el fuego son los propios bosques, independientemente de su naturaleza y fines, así como los servicios que prestan. Otros elementos expuestos son las infraestructuras que pueden verse afectadas por el fuego (viviendas, pistas forestales, carreteras, líneas de conducción de servicios, áreas recreativas, establecimientos de turismo rural, etc.), así como las personas, bien por verse afectadas por el calor (de forma poco frecuente) o por el humo (Chuvieco *et al.*, 2023). No obstante, la afección por humo será tratada en el capítulo de salud.

Como se dijo anteriormente, la superficie arbolada de España asciende a 19,2 Mha. En la última década, el promedio quemado anualmente de superficie arbolada fue de 35.000 ha, lo que equivale al 0,18% de la superficie arbolada total. Asumiendo que no hay requemados, esto daría un periodo de retorno superior a 500 años. Esta cifra, no obstante, no representa adecuadamente la variabilidad entre regiones: hay zonas que se queman con frecuencias inferiores a 50 años, mientras que otras se queman raramente.

El número de personas expuestas varía considerablemente según su proximidad a la interfaz urbano-forestal (IUF) y al tipo de urbanismo predominante. Así, en regiones como Galicia, donde existe una importante continuidad entre el bosque y los asentamientos urbanos, la IUF es extensa. Por el contrario, en el sur peninsular abundan los núcleos urbanos compactos, lo que reduce la superficie de IUF. Se calcula que la superficie de IUF en España es ligeramente superior a 100.000 km², lo que implica que 8,8 millones de personas —el 18,8% de la población— viven en zonas con riesgo de incendios forestales (Gómez *et al.*, 2025). Por otro lado, los incendios pueden afectar a los recursos y servicios que proveen los bosques, y que se ven expuestos cuando estos se queman. Estos comprenden afecciones directas a los activos quemados y a la salud humana, o al ecosistema, con pérdida de los servicios ecosistémicos que presta (e.g., captura y almacenamiento de carbono), así como otros daños en cascada.

Se ha calculado que, entre 2010 y 2018, el daño causado por los incendios de Portugal, España, Italia y Grecia supuso una disminución de la tasa de incremento del PIB del 0,011% al 0,018% (Meier *et al.*, 2023). El análisis de los costes actuales anuales de los activos fijos quemados por los incendios entre 1990 y 2020 en España se estimó en 520 M€ (Gómez *et al.*, 2025). Los costes por las pérdidas de productos madereros se estimaron para 2006-2015 en 705 €/ha (22,6M€ anuales) (Bravo *et al.*, 2017). Los costes aumentan cuando se incluyen las externalidades. Así, en los incendios de Galicia de 2006 (93.000 ha), su inclusión hizo que el costo ascendiese a más de 2.440€/ha (226,9 M€ en total). No obstante, no se incluyeron los efectos en cascada, como la afección a las marisquerías de las rías causadas por el agua procedente de las zonas quemadas (Barrio *et al.* 2007). El cambio climático aumentará la población expuesta al fuego, tanto más cuanto mayor sea el calentamiento, así como los costes de los activos afectados (Gómez *et al.*, 2025).

Las especies que componen el bosque difieren en sus características físicas, químicas y fisiológicas, como la densidad de las hojas, su contenido en humedad o componentes volátiles, entre otros. Esto afecta a su inflamabilidad y combustibilidad, determinando su mayor o menor propensión a arder (Dimitrakopoulos & Papaioannou, 2001; Valette, 1990). La hojarasca producida por las distintas especies desempeña un papel crucial en la propagación del fuego, ya que los fuegos suelen comenzar en el suelo. Las características físicas de las partículas —como la relación superficie/volumen—, o de los lechos que forman —como la porosidad o la permeabilidad— (Santoni *et al.*, 2014), así como la presencia de compuestos altamente inflamables —como los terpenos— (Ormeño *et al.*, 2009) pueden ser determinantes de su capacidad para inflamarse y propagar el fuego.

La propagación del fuego depende también de la carga de combustible (biomasa por unidad de superficie), la cantidad de partículas de diferentes tamaños, particularmente las muertas y finas, que son las que mayoritariamente entran en combustión, el contenido en materia muerta o la distribución vertical y horizontal. Una continuidad de partículas de combustible desde el suelo hasta la bóveda del dosel permitirá que los incendios sean de copas, que son más intensos. Por el contrario, si hay discontinuidad, los incendios serán de superficie y menos intensos (Rego *et al.*, 2021). Una distribución discontinua en el paisaje actúa de freno a los mismos (Viedma *et al.*, 2009). Por tanto, no solo es relevante la composición específica de especies, sino también su organización espacial dentro de la estructura de la vegetación. Asimismo, la inflamabilidad de las plantas ha sido objeto de la evolución, por eso sus diferencias deben considerarse, al menos en parte, como respuesta al fuego (Pausas *et al.*, 2017).

Los factores socioeconómicos influyen significativamente en la afección por fuego y, frecuentemente, las variables que los describen se incluyen en modelos que explican la variación de la actividad del fuego (Viedma *et al.*, 2018). Las comunidades más susceptibles se caracterizan por tener una elevada proporción de población envejecida, baja densidad demográfica, pérdida de actividad agrícola y forestal, escaso valor

económico de la tierra y una débil estructura institucional (Chas-Amil *et al.*, 2022; Martínez *et al.*, 2009). Esto refleja un abandono progresivo del territorio, falta de gestión del combustible vegetal y disminución de las capacidades locales de prevención, lo que propicia la propagación del fuego. Este tipo de comunidades suelen estar también más lejanas, con accesos más difíciles, lo que dificulta la llegada de medios de lucha contra el fuego.

La presión urbana sobre las áreas forestales aumenta las zonas de IUF. Estas son áreas de alta actividad de incendios al ser los núcleos urbanos y las carreteras que los circundan focos de ignición (Modugno *et al.*, 2016; Moreno *et al.*, 2011). Además, como se ha comentado, elevan el riesgo por un aumento de las personas e infraestructuras expuestas. La mayor ocurrencia de incendios está asociada a la IUF con agrupaciones de edificaciones muy densas, como las periurbanas (Chas-Amil *et al.*, 2013). Las tipologías de IUF más susceptibles a incendios de alta severidad son aquellas con edificaciones aisladas y dispersas y rodeadas por una matriz de matorral con alta cobertura (Beltrán-Marcos *et al.*, 2023) y por pinares que arden con mayor intensidad que los bosques de caducifolios (Fernandes *et al.*, 2010). En general, la IUF en áreas periurbanas tiene una menor vulnerabilidad social (población más joven, mayores ingresos, mejores infraestructuras y servicios públicos). No obstante, cuando los incendios alcanzan estas zonas, los daños pueden ser elevados por la alta concentración de viviendas y personas (Chas-Amil *et al.*, 2022).

La regeneración de las especies descansa en la capacidad de rebrotar o de producir semillas que sobreviven al fuego. El rebrote es posible cuando se dispone de yemas protegidas por cortezas gruesas o por estar situadas a cierta profundidad en el suelo, donde no se alcanzan altas temperaturas. En este sentido, un primer nivel de protección de los árboles frente al fuego descansa en el grosor de la corteza, que aísla al cambium de las altas temperaturas y les permite sobrevivir al paso del fuego (Fernandes *et al.*, 2008). El grosor de la corteza varía notablemente entre especies, siendo mayor en las especies que secularmente han estado expuestas al fuego (Pausas, 2015). La eficacia del grosor de la corteza depende del tipo de incendio. Así, en los de superficie, un grosor adecuado en el tronco es suficiente para que el árbol sobreviva. Por el contrario, en los incendios de copas, la protección debe ampliarse al resto del árbol (Tapias *et al.*, 2004). *Q. suber* o *P. canariensis* protegen las yemas de las ramas del árbol y son capaces de rebrotar a partir de ellas, mostrando altos niveles de supervivencia (González *et al.*, 2007). En otras especies, las yemas protegidas se localizan en la base del tallo —como en *Q. ilex*— o en estructuras especializadas como el lignotúber, parcial o totalmente enterrado, presente en *Q. suber*, *Erica australis* y otras especies leñosas, desde donde se inicia la regeneración posincendio (Clarke *et al.*, 2013). Esto permite la recuperación de la población en poco tiempo, con los mismos individuos (Bond & Midgley, 2001).

La regeneración por semilla constituye una segunda estrategia adaptativa frente al fuego. En especies como *P. halepensis* y *P. pinaster*, los individuos adultos perecen tras el incendio, y la población se restablece mediante semillas retenidas en estróbilos seróticos, cuya apertura es inducida por el calor, facilitando la dispersión y germinación posfuego (Tapias *et al.*, 2004). Finalmente, otras especies carecen de mecanismos de resistencia al fuego, por lo que la población sucumbirá a su paso y se regenerará a partir de semillas de zonas no quemadas, como en el caso de *P. nigra* y *P. sylvestris* (Retana *et al.*, 2002). En este sentido, la propagación desigual del fuego por el paisaje, formando islas de árboles no quemados, es importante para favorecer la rápida colonización de las zonas quemadas. Cuanto más grave sea el incendio, más homogénea será la quema y menor será la probabilidad de que queden islas que sirvan de núcleos de colonización. Por lo tanto, la recuperación de la población dependerá del grado de afectación. Mientras que los incendios de superficie apenas suponen una alteración parcial del sotobosque, los de copas son más destructivos, y el sistema precisará más tiempo para recuperarse, tanto si es por rebrote como por semillas. Uno de los casos mejor estudiados es el de un bosque de *Q. ilex* en el sur de Francia, en el que se calculó que al cabo de 50

años el ecosistema se habría restaurado en su totalidad, incluyendo las comunidades vegetales y animales (Prodon, 2021).

Por otro lado, la capacidad de resistir al fuego y recuperarse puede ser distinta en el suelo. En general, los suelos suelen ser bastante resilientes al fuego, y sus características fisicoquímicas y su biodiversidad sufren inicialmente el golpe del fuego, pero se recuperan lentamente, de manera que tras 20-40 años su recuperación es total (Albert-Belda *et al.*, 2023; Pérez-Valera *et al.*, 2020). Finalmente, la recuperación depende también de su exposición a la erosión; en general, esta puede ser elevada inmediatamente tras el fuego, pero su pérdida puede ser compensada durante el tiempo de regeneración, salvo en ciertos casos en zonas de pendientes elevadas y lluvias torrenciales, donde tras un evento puede perderse suelo equivalente a lo que se formaría en centenares de años (Pausas *et al.*, 2008). Por tanto, el tipo de suelo, sustrato, topografía y clima determinan la estabilidad del suelo al incendio. En el caso de la regeneración por semilla, la primera temporada tras el incendio es crucial (Herranz *et al.*, 1997). La climatología antes y después del incendio, en particular la sequía, puede afectar a la regeneración (Elvira *et al.*, 2021).

España ha desarrollado una alta capacidad institucional para adaptarse al aumento del riesgo de incendios forestales. A nivel estatal, la Estrategia Forestal Española 2050 y el Plan Forestal 2022–2032 refuerzan la prevención y la gestión adaptativa del territorio. Además, España cuenta también con un sistema de protección civil bien estructurado, que se activa en el caso de la emergencia y ante la necesidad de desplazar a la población por el riesgo inminente del fuego o, mayoritariamente, de la exposición al humo. En promedio, cada año se evacúan 12.952 personas (datos de 2006-2015) (MITECO, 2024a). Finalmente, las comunidades autónomas cuentan con planes específicos (como INFOCA, INFOCAT o INFOEX), adaptados a sus condiciones. Este conjunto de políticas y estructuras mejora la gestión del fuego de forma más acorde con un contexto de cambio climático con condiciones que serán muy adversas, y en consonancia también con la multifuncionalidad del bosque (Moreira *et al.*, 2020). Por otro lado, los bosques españoles están sujetos a instrumentos de ordenación forestal, cuyo objetivo es garantizar la sostenibilidad de las funciones económicas, ambientales y sociales. No obstante, actualmente solo el 20,3% de los montes están ordenados. Además, parte de los montes es objeto de certificación ambiental, aunque la superficie afectada es baja (14,9 % de la superficie arbolada) (MITECO, 2021).

Tras un incendio, los servicios forestales implementan medidas de protección en áreas con elevada susceptibilidad a la erosión, así como acciones de restauración ecológica, que pueden incluir plantaciones o siembras en zonas donde la regeneración natural resulta insuficiente (MITECO, 2024a). Consecuente con estas políticas, según datos de 2010, los gastos en extinción y prevención de incendios han supuesto un alto porcentaje de las inversiones de la Administración General del Estado (AGE) en el sector forestal (21,75% y 14,16% respectivamente), así como la forestación y restauración de la cubierta vegetal (12,03%)¹². Las inversiones públicas destinadas actualmente a la defensa contra incendios forestales son elevadas, pero persisten desequilibrios entre las destinadas a la prevención y a la extinción, lo que limita severamente su eficacia. Además, las inversiones en restauración de incendios deben buscar la creación de vegetación más resistente y resiliente a los incendios¹³. En términos económicos, el coste anual

¹² Plan de Activación Económica del Sector Forestal

<https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/plan-pasfor.html>

¹³ Orientaciones Estratégicas para la Gestión de Incendios Forestales en

España <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/planes-y-estrategias.html>

estimado para la restauración de las áreas quemadas en España aumentaría desde 456 millones de euros en la actualidad a 786 millones bajo el escenario A1B (RCP 6.0, 2.8-3°C), asumiendo niveles medios de severidad del fuego y periodos de restauración variables según la edad del bosque (Camia et al., 2017).

Impactos de riesgo

Impactos sobre la estructura y composición de la vegetación: La autosucesión¹⁴ constituye el paradigma de aquellos ecosistemas en los que el fuego actúa como principal agente de perturbación. En estos casos, el fuego altera temporalmente la estructura y composición del ecosistema, pero al cabo de un tiempo tiende a volver a un estado similar previo al incendio (Hanes, 1971). Sin embargo, el cambio progresivo del régimen de incendios (exceso de fuentes de ignición que aumentan la frecuencia de incendios en sistemas que normalmente no arderían o que, cuando lo hacen, el momento del año es distinto a lo que sería normal en un régimen de incendios natural) hacen que la autosucesión no necesariamente se cumpla y las especies dominantes del bosque originario pueden ser reemplazadas por otras, afectando así a su composición y estructura (Rodrigo et al., 2004; Torres et al., 2016). Por ello, los incendios pueden inducir cambios en la composición, función y servicios ecosistémicos, modificando así la trayectoria sucesional del ecosistema. Asumir que nuestros ecosistemas son estables a fuego puede ser irrealista (Prodon, 2021).

Impactos sobre la biodiversidad: El fuego modifica temporalmente la biodiversidad vegetal, animal y microbiana del suelo (Albert-Belda et al., 2023; Pressler et al., 2019), así como la productividad primaria y los flujos de C (Kaye et al., 2010). La biodiversidad es función de la pirodiversidad (Kelly & Brotons, 2017), esto es, del régimen de incendios (tipo, tamaño y estacionalidad del fuego) de un territorio, el cual frecuentemente está en transición por el impacto humano, a lo que se une el cambio climático (Moreno et al., 2014; Rodrigues, Jiménez-Ruano, et al., 2020).

Impactos sobre los servicios ecosistémicos: La pérdida de cobertura vegetal afecta a los flujos de agua, nutrientes y suelo (Pausas et al., 2008). Los valores del ecosistema cambian, ya que las alteraciones en la estructura y composición no se estabilizarán hasta pasadas algunas décadas, dependiendo del ecosistema que se trate. Como se ha mencionado, el estudio sucesional postincendio diacrónico más completo que se tiene es de un encinar de *Q. ilex*, y muestra que se necesitarían 50 años para recuperarse la integridad del ecosistema (Jacquet & Prodon, 2009).

Impactos sobre las personas: El fuego afecta directamente a la población, principalmente por la exposición al humo y por las evacuaciones asociadas, que alteran la vida cotidiana, y por la afectación a sus bienes, viviendas y medios de subsistencia ligados a la actividad agraria y forestal (Chas-Amil et al., 2020). Entre 2006 y 2015, el 2,1% de los incendios en España provocaron incidencias de protección civil, incluyendo evacuaciones, cortes de servicios y daños materiales (MAPA, 2019). Además, se quemaron, en promedio, 39.228 ha/año en montes privados, lo que representa el 57% de la superficie total afectada. El fuego también altera las funciones recreativas del ecosistema, con impactos potenciales sobre el turismo (Barrio et al., 2007; Molina et al., 2017).

El resumen del análisis completo del riesgo se puede consultar con detalle en la Ficha 4.4.

¹⁴ Autosucesión: regeneración natural de un ecosistema quemado a partir de las especies preexistentes, ya sea por rebrote de plantas o por la germinación de semillas que estaban presentes antes del fuego.

Ficha 4.4. Análisis del riesgo de pérdida de masas forestales debido al aumento del peligro de incendio causado por el cambio climático.

Horizontes temporales y estimaciones de niveles de calentamiento				
	Actual	Corto plazo 2021-2040 (1,5 °C)	Medio Plazo 2041-2060 (2 °C)	Largo plazo 2081-2100 (3-4 °C)
Severidad del impacto	Sustancial En la España mediterránea, la severidad de las sequías ha aumentado en los últimos 50 años (Vicente-Serrano et al., 2014). El índice de peligro de incendios FWI ha aumentado entre 1979 y 2009 (+136%; +29 días por año) (Jones et al., 2022). Aumento de 12-29 días por año en la duración de la temporada de incendios (Jolly et al., 2015). El cociente de probabilidades de años de incendios extremos ha aumentado (Abatzoglou et al., 2025).	Sustancial En el sur de Europa, se prevé un aumento del FWI medio anual del 18 % y del 22 % respecto al periodo histórico (1971–2000) (Camia et al., 2017). El número de días con FWI extremo (>38) se triplica (de 26 a 80 días/año) en el oeste de España (Aparicio et al., 2022). La superficie media anual quemada podría aumentar un 40-54% (Turco et al., 2018).	Crítica Aumentos del FWI del 38% en promedio anual para España (Bedia et al., 2014). En España, el número de días con FWI > 30 se duplica (Bedia et al., 2014). La superficie media anual quemada podría aumentar un 62-87% (Turco et al., 2018). Mayor velocidad de propagación y mayor intensidad de las llamas (Aparicio et al., 2022).	Crítica Incrementos de 45-51% al 300% del FWI en la península ibérica (Amatulli et al., 2013; Sousa et al., 2015). Se proyecta que se triplique el peligro extremo de incendio (FWI90: 80 días/año) y habrá mayor probabilidad de incendios extremos en primavera y otoño (Aparicio et al., 2022). La superficie quemada podrá aumentar del 96-187% (Turco et al., 2018). La temporada de incendios se incrementa en 3-4 días por década respecto al periodo histórico 1974–2005 (Dupuy et al., 2020).
	Nivel de confianza (calidad/consenso)	Alto (Alta/Alto) Alta calidad académica, metodologías robustas basadas en datos cuantitativos. Alto consenso entre estudios. Alta cobertura espacial y temporal.	Medio (Alta/Medio) Alta para proyecciones climáticas (alta calidad académica, alto consenso y alta cobertura). Media baja para proyecciones del régimen de incendios (otros factores externos alteran la relación régimen de incendios-clima). Variaciones regionales que crean alta incertidumbre.	Medio (Alta/Medio) Alta para proyecciones climáticas (alta calidad académica, alto consenso y alta cobertura). Media baja para proyecciones del régimen de incendios (otros factores externos alteran la relación régimen de incendios-clima). Variaciones regionales que crean alta incertidumbre.
Componentes del riesgo	Peligro			Vulnerabilidad
	La amenaza principal proviene de la severidad de las sequías y olas de calor más prolongadas que incrementan el índice meteorológico de incendios (FWI). Existe una correlación significativa entre el FWI, las olas	Los factores de exposición son:		Susceptibilidad ecológica:
		<ul style="list-style-type: none"> Formaciones forestales naturales (arboladas y desarboladas). Plantaciones forestales. 	<ul style="list-style-type: none"> Plantaciones densas y homogéneas. Especies inflamables. Continuidad vertical. Paisajes homogéneos. 	

	<p>de calor y las sequías con la superficie quemada (Rodríguez, Trigo, <i>et al.</i>, 2020; Urbieto <i>et al.</i>, 2015).</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Espacios protegidos. • Edificaciones e infraestructuras. • Instalaciones recreativas. <p>La distribución geográfica del riesgo es nacional, pero con distintos niveles de intensidad e impactos.</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Rugosidad del terreno. <p>Susceptibilidad social:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Interfaz urbano forestal. • Lejanía a núcleos urbanos. infraestructuras y servicios de extinción. • Dificultad de acceso. • Despoblamiento. • Población envejecida. <p>Capacidad de adaptación ecológica:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Especies adaptadas al fuego. • Suelos resilientes. • Especies resistentes a la sequía. <p>Capacidad de adaptación social:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Ordenación forestal. • Capacidad de extinción de incendios. • Sistemas de protección civil.
Aspectos transversales	y transfronterizos	<p>El fuego no entiende de límites administrativos, de forma que los incendios forestales que se inician en España pueden incidir en Portugal o Francia, y viceversa. Por otro lado, el humo, que afecta a la calidad del aire y a la morbi-mortalidad de las personas (Linares <i>et al.</i>, 2018), es el principal efecto transfronterizo, no solo de incendios entre países vecinos sino entre países que están a grandes distancias, ya que el humo puede viajar movido por la circulación general (Sicard <i>et al.</i>, 2019). El fuego afecta a zonas que proveen servicios recreativos, por lo que puede afectar a distintos territorios por los flujos de turistas.</p>	
	Territoriales	<p>Todo el territorio español se ve afectado por este riesgo, aunque de manera desigual. El número de incendios y la superficie quemada disminuyen en la región mediterránea de España, mientras que, en el noroeste e interior del país, los incendios continúan siendo frecuentes. Asimismo, la ocurrencia de grandes incendios forestales con alta severidad se produce en todo el territorio, con tendencia a ser cada vez más frecuentes.</p>	
	Sociales	<p>La despoblación, el envejecimiento de la población rural y la marginalidad económica son factores que incrementan la vulnerabilidad. El hecho de que en las zonas rurales haya mayor superficie forestal las hace más propensas al fuego. La expansión urbana en áreas forestales (interfaces urbano-forestales: IUFs) ha aumentado la presión del fuego, al aumentar las fuentes de ignición.</p>	
	Maladaptación	<p>La planificación urbana y rural no contempla los beneficios de la vegetación —como la regulación térmica, la estética— sin integrar adecuadamente el análisis del riesgo de incendios forestales. Dado que los bosques fijan C, es frecuente que ciertos programas de mitigación del cambio climático promuevan reforestaciones masivas con el objetivo de aumentar la captura de carbono. Estas iniciativas a menudo se implementan sin una evaluación adecuada del riesgo de incendios forestales.</p>	
	Género	<p>Los estudios disponibles en general no integran el enfoque de género con respecto a este riesgo.</p>	
Otros aspectos analizados			
Umbral crítico	<p>Los umbrales críticos pueden venir marcados por los que se establecen para el índice de peligro de incendios (FWI). Estos están definidos según el sistema europeo EFFIS en seis niveles: muy bajo (FWI < 5,2), bajo (5,2–11,2), moderado (11,2–21,3), alto (21,3–38), muy alto (38–50) y extremo (≥50). Entre 1970 y 2022, el FWI ha pasado de 21,3 a 36,4 en promedio en la zona mediterránea; el número de días con FWI muy alto o extremo se ha multiplicado casi por 39 veces en algunas zonas del sistema Ibérico (Orgambides-García <i>et al.</i>, 2024).</p>		

<p>Lock-in/Bloqueo</p>	<ul style="list-style-type: none"> • Los efectos acumulativos de incendios repetidos por estar en zonas con alta frecuencia de focos de ignición, especialmente cuando se combinan con una alta severidad, conducen a la pérdida permanente de bosques, especialmente los de coníferas dependientes de regeneración por semillas (Eugenio & Lloret, 2006; Fernández-García <i>et al.</i>, 2019). • Por otro lado, los cambios socioecológicos, el abandono rural, la transición de la vegetación hacia tipos más inflamables y la falta de una gestión coordinada del paisaje crean una situación de bloqueo tendente a favorecer los incendios. • Las zonas protegidas tienen tendencia a acumular combustible, dado que la gestión en ellas es baja, lo que hace que tengan una mayor propensión a albergar incendios grandes (Arellano-del-Verbo <i>et al.</i>, 2023).
<p>Planes o medidas en curso de gestión del riesgo</p>	<p>A nivel nacional: El Plan de Adaptación al Cambio Climático 2021-2030 identifica el riesgo de incendios. Estrategia Forestal Española horizonte 2050 (https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/planificacion-forestal/politica-forestal-en-espana/pfe_estrategia_forestal.html) Plan Forestal Español 2022-2032 (https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/planificacion-forestal/politica-forestal-en-espana/pfe_plan_forestal_esp.html) Orientaciones Estratégicas para la Gestión de Incendios Forestales en España (https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/planes-y-estrategias.html) Plan Estatal de emergencia por Incendios Forestales (https://www.proteccioncivil.es/documentacion/informes)</p> <p>A nivel autonómico/local: Planes específicos para la prevención y extinción de incendios forestales.</p> <p>Ejemplos de proyectos recientes que incluyen medidas de adaptación son:</p> <ul style="list-style-type: none"> • LIFE Montserrat (https://lifemontserrat.eu/es/): gestión silvopastoral en la montaña de Montserrat (Cataluña) para prevenir incendios y mejorar la biodiversidad. Se combinó el pastoreo controlado con técnicas forestales para reducir la carga de combustible vegetal. • LIFE Soria ForestAdapt (https://www.soriaforestadapt.es/): centrado en la provincia de Soria, integra estrategias de adaptación al cambio climático en los planes de gestión forestal para reducir el riesgo de incendios, entre otras perturbaciones. • LIFE Landscape Fire (https://innogestiona.es/portfolio/life-landscape-fire/). Combinan el uso de quemas prescritas y pastoreo para reducir el combustible forestal, transformando áreas propensas a incendios en zonas más resistentes. Se han llevado a cabo acciones piloto en Andalucía y Cataluña. • Proyecto Interreg FIREPOCTEP+ (https://firepocteplus.eu/). Implementación de prácticas tradicionales como el pastoreo para reducir la carga de combustible vegetal en la región transfronteriza entre España y Portugal. • Proyecto INTERREG_SUDOE Open2Preserve (https://open2preserve.eu/). Este proyecto reúne a socios de Portugal, España y Francia con el objetivo de restaurar prácticas tradicionales de pastoreo para prevenir incendios forestales y promover la conservación de ecosistemas • Proyecto AGROFORes (https://agrofores.es/proyecto/). Promueve el uso de ganado para el mantenimiento del paisaje y la reducción del riesgo de incendios en Castilla y León y Extremadura.
<p>Gobernanza de la gestión del riesgo</p>	<p>La UE puede apoyar, coordinar y complementar las acciones de los Estados miembros en caso de catástrofes naturales, incluidos los incendios forestales. Esto se traduce en:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Activación del Mecanismo de Protección Civil de la UE (UCPM), que permite enviar equipos, medios aéreos, expertos y material a un país afectado (incluso si no es miembro de la UE). • Creación de la reserva estratégica rescEU, que incluye aviones y helicópteros de extinción, financiados en parte por la UE y disponibles para uso conjunto. • Coordinación a través del Centro de Coordinación de Respuesta a Emergencias (ERCC). <p>La UE financia a los Estados miembros y regiones a través de:</p> <ul style="list-style-type: none"> • FEDER y Fondos de Cohesión: inversiones en prevención, infraestructuras, restauración post-incendio o equipamiento para bomberos. • FEADER (Política Agraria Común): subvenciones para gestión forestal sostenible y reducción de combustibles.

	<ul style="list-style-type: none"> • Programas como LIFE y HORIZON Europe también financian investigación aplicada y soluciones innovadoras para la gestión del riesgo de incendios. <p>La UE impulsa herramientas comunes de monitorización y alerta temprana:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Sistema Europeo de Información sobre Incendios Forestales (EFFIS). • Copernicus Emergency Management Services: imágenes satelitales en tiempo real para seguimiento y cartografía. • Apoyo a la formación, intercambio de buenas prácticas y cooperación transfronteriza, por ejemplo, entre regiones fronterizas de España y Portugal. <p>En el caso de España,</p> <p>1. Las comunidades autónomas tienen la competencia principal en materia de gestión forestal, prevención y extinción de incendios. Esto incluye:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Planificación forestal y gestión del combustible. • Dotación y gestión de medios terrestres y aéreos regionales. • Elaboración de planes de prevención y de emergencias autonómicos. • Cada comunidad tiene su propio operativo forestal y cuerpo de agentes medioambientales <p>2. Competencias del Estado (Gobierno central). El Estado tiene competencias complementarias, de coordinación y apoyo, recogidas principalmente en la Ley 43/2003 de Montes y en la legislación de protección civil:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Coordinación general a través del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) y de Protección Civil (Interior). • Provisión de medios aéreos estatales del Ministerio (BRIF, aviones anfibiaos, helicópteros). • Activación del Plan Estatal de Protección Civil ante Incendios Forestales cuando los fuegos superan las capacidades autonómicas. • Apoyo logístico, financiero y técnico a las comunidades (ej. base de medios aéreos estatales en distintos territorios). <p>3. Coordinación entre administraciones:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Centro de Coordinación de la Información Nacional sobre Incendios Forestales (CCINIF) (https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/incendios-forestales/coordinacion-institucional.html) • Comité de Lucha contra Incendios Forestales (CLIF)
Beneficios de medidas de adaptación futuras	<p>Las medidas de adaptación identificadas son específicas y adaptadas a la gestión del riesgo de incendios para evitar la pérdida de masas forestales.</p> <ul style="list-style-type: none"> • La gestión integrada del fuego contempla el uso multifuncional del paisaje —incluyendo prácticas agrícolas y ganaderas que generan discontinuidades vegetales— junto con estrategias de prevención, respuesta y recuperación. Este enfoque incorpora además dimensiones ecológicas, sociales y culturales, promoviendo una gestión adaptativa y ecológica del fuego (Oliveras Menor <i>et al.</i>, 2025). • La gestión de combustibles a través de quemas prescritas, aclareos estratégicos y mantenimiento de mosaicos de cortafuegos puede reducir la intensidad del fuego y promover la supervivencia de especies clave (Duguy <i>et al.</i>, 2007; P. M. Fernandes <i>et al.</i>, 2022; Fernández-Guisuraga & Fernandes, 2024).
Afección a/de descarbonización o neutralidad climática	<p>Impacto del riesgo en la descarbonización:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Negativo: Los incendios forestales emiten grandes cantidades de CO₂. La pérdida de cobertura vegetal por incendios reduce la capacidad de los ecosistemas para secuestrar carbono a medio plazo. Retroalimentación climática negativa por el efecto albedo de las superficies carbonizadas. <p>Impacto de la descarbonización en el riesgo:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Negativo: La reforestación (no gestionada) y la biomasa como medidas de descarbonización pueden aumentar la carga de combustible y, por tanto, el riesgo de incendios. La promoción de zonas protegidas o la expansión de renovables a costa de territorios agrícolas o forestales puede acelerar el abandono rural al desplazar actividades agrícolas o ganaderas tradicionales y limitar el uso del suelo por parte de la población local (Poggi <i>et al.</i>, 2018).
Déficits de información	<ul style="list-style-type: none"> • Existe una gran incertidumbre sobre el riesgo de incendio y la pérdida de masas forestales bajo distintos escenarios climáticos, especialmente cuando se desciende a escalas regionales o locales. • Débil integración entre modelos de clima, vegetación y fuego: Pocas veces se modelan conjuntamente los efectos del cambio climático, el tipo de vegetación (estructura, continuidad, inflamabilidad) y el

	<p>régimen de incendios. Esto limita la capacidad de anticipar la dinámica de degradación o colapso de masas forestales. Además, los modelos existentes tienden a simplificar la complejidad del mosaico forestal mediterráneo.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Escasez de datos históricos de calidad y larga duración: Muchas regiones no cuentan con series temporales largas y continuas ni de los perímetros de incendios ni de la severidad del fuego, lo que dificulta calibrar modelos o validar predicciones. La falta de armonización en los datos (distintas metodologías, escalas, sensores) añade incertidumbre. • Falta de escenarios de gestión adaptativa: Muchos modelos no incorporan diferentes estrategias de gestión forestal, restauración o usos tradicionales del territorio, cuando en realidad la forma en que se gestione el paisaje afectará enormemente su vulnerabilidad futura. La ausencia de estos escenarios limita la capacidad de planificación. • Déficit en la consideración de factores humanos y socioeconómicos: Los incendios no dependen solo del clima, sino también del abandono rural, expansión de la IUF y cambios en los usos del suelo. Pocos escenarios climáticos integran esas dinámicas humanas.
<p>Recomendaciones de priorización</p>	<p>Requiere planificación y preparación de respuestas en un horizonte temporal cercano. Requiere una evaluación más detallada y estudios complementarios. Es necesaria una gobernanza transversal, con decisiones compartidas y planificación conjunta.</p>

5.6 RC4.6 Riesgo de pérdida de servicios ecosistémicos (regulación del ciclo hidrológico, protección frente a la erosión, valores recreativos y de conservación) de los bosques debido a los cambios del clima

La evaluación del impacto del cambio climático sobre algunos de los principales servicios ecosistémicos (e.g., regulación del ciclo hidrológico, protección frente a la erosión, valor recreativo o de conservación, entre otros valores no comerciales) será objeto del Capítulo 3 (Patrimonio natural, biodiversidad y áreas protegidas; RC3.4 Riesgo de pérdida o degradación de servicios ecosistémicos por alteraciones de la funcionalidad de los ecosistemas debido a las alteraciones en las variables climáticas), en el que se considera un riesgo clave de carácter transversal que engloba los impactos sobre la funcionalidad de los ecosistemas, incluidos los forestales, y la consiguiente pérdida de servicios ecosistémicos. Dado el solapamiento de estos servicios entre los bosques y otros tipos de ecosistemas terrestres, y la dificultad de separarlos en muchos casos (e.g., el efecto sobre los flujos hídricos se suele medir en cuencas más o menos grandes, sin diferenciar el tipo de vegetación que tienen), en este capítulo se ha realizado una evaluación más limitada de este riesgo, centrada en la medida de lo posible en los bosques. Se considera que este riesgo es clave ya que afecta a toda la geografía española y al conjunto de la población que, directa o indirectamente, vive de los bosques. La integridad de los bosques es determinante de los servicios que prestan, como la regulación del ciclo hidrológico, la generación y pérdida de suelo o los valores recreativos y de conservación (Reid *et al.*, 2005).

La capacidad de los ecosistemas forestales para regular el ciclo hidrológico está estrechamente relacionada con la cobertura vegetal. En general, a mayor cobertura forestal, menor escorrentía superficial (Zhang *et al.*, 2017). No obstante, el efecto de la vegetación varía en función de las especies presentes y del tipo de clima, siendo menos pronunciado en zonas con baja precipitación (Brown *et al.*, 2005; Filoso *et al.*, 2017; Selkimäki *et al.*, 2012). El papel de la cubierta vegetal en la regulación hidrológica se hace especialmente patente cuando una perturbación la elimina, como cuando ocurre un incendio o una corta, lo que produce un significativo aumento de la escorrentía (Edeso *et al.*, 1999; Versini *et al.*, 2013). Además, la cobertura forestal contribuye a reducir la variabilidad anual de la escorrentía, especialmente durante los periodos de estiaje (Brown *et al.*, 2005).

Asimismo, la vegetación forestal desempeña un papel clave en la reducción de la erosión (Chirino *et al.*, 2006; García-Ruiz *et al.*, 2013), aunque este efecto varía según la especie arbórea, entre otros factores (Cerdà *et al.*, 2021; Cerdà *et al.*, 2017). Cabe destacar que la mayor parte de la erosión se concentra durante unos pocos episodios de lluvia extrema, en los que una buena cobertura resulta crucial (Milazzo *et al.*, 2022). Esta capacidad de los bosques para controlar la erosión, regular los flujos hídricos y reducir el peligro de inundación ha sido el objetivo de muchas de las repoblaciones llevadas a cabo en España (Vadell *et al.*, 2016).

Buena parte de los bosques españoles ha estado históricamente sometida a una explotación continuada, y solo recientemente la conservación ha pasado a ser un objetivo prioritario (Valbuena-Carabaña *et al.*, 2010). La madurez del bosque es un factor clave para determinar su nivel de integridad y, en consecuencia, su valor tanto para la conservación como para la provisión de otros servicios no comerciales (Cannon *et al.*, 2022; Sabatini *et al.*, 2018). De hecho, el conjunto de servicios ecosistémicos que ofrece un bosque es determinante de su valoración global (Taye *et al.*, 2021).

En España, la superficie de bosque maduro o primario —aquellos que no han sufrido presiones antrópicas significativas durante largos periodos de tiempo— es escasa (Martin-Benito *et al.*, 2021; Tíscar & Lucas-Borja, 2016; Valbuena-Carabaña *et al.*, 2010). Al margen de las plantaciones, los bosques naturales difieren en su índice de madurez. Los mayores valores se dan en los bosques atlánticos, especialmente en los de caducifolios, seguidos por los de coníferas y, en menor medida, por los bosques mediterráneos (Cos *et al.*, 2025).

La productividad forestal, la cubierta vegetal y el clima están estrechamente vinculados. La continuidad del bosque disminuye conforme lo hace la precipitación, hasta ser sustituido en climas semiáridos por matorrales. Igualmente, la presencia de bosque maduro está estrechamente vinculada a factores como la temperatura y la precipitación: son menos frecuentes en las zonas cálidas y secas, debido a su menor productividad y a una mayor incidencia de incendios forestales, entre otras perturbaciones (Cos *et al.*, 2025; Sabatini *et al.*, 2018).

La cobertura arbórea ha aumentado en España en las últimas décadas impulsada tanto por el abandono de tierras agrícolas como por los programas de reforestación (Lasanta *et al.*, 2021; Vadell *et al.*, 2016). Este incremento ha contribuido a una reducción de la escorrentía superficial (Beguiría *et al.*, 2003), más acusada en las zonas más secas, donde a este efecto se le ha podido sumar el del cambio climático (Senent-Aparicio *et al.*, 2018). La madurez de los bosques ha aumentado también, como lo muestra el aumento del diámetro medio de los árboles o de la riqueza por unidad de superficie (Astigarraga *et al.*, 2020). Consecuentemente, sus valores han aumentado en consonancia, todo ello a pesar del cambio climático sufrido.

La principal vulnerabilidad de los bosques españoles para los servicios que aquí se contemplan es su juventud (Vayreda *et al.*, 2012). La sensibilidad a la variabilidad climática es mayor en los árboles jóvenes, mientras que los individuos adultos presentan una resiliencia superior, incluso ante escenarios de cambio climático (Colangelo *et al.*, 2021). Además, muchos de ellos se desarrollan en climas secos y en suelos poco desarrollados, pedregosos y con altas pendientes, lo que determina la capacidad de regular sus funciones, como la del ciclo del agua (Selkimäki *et al.*, 2012).

El clima en España ha experimentado un proceso de aridificación en las últimas décadas (Arellano *et al.*, 2025), fundamentalmente por el aumento del déficit de la presión de vapor debido al calentamiento observado, más que por una disminución en las precipitaciones (Vicente-Serrano *et al.*, 2025). Se prevé que con el cambio climático disminuyan las precipitaciones, particularmente bajo escenarios de altas emisiones, y siga aumentando la temperatura, lo que magnificará la aridificación (Seneviratne *et al.*, 2021). Esto reducirá la productividad de los bosques (Herraiz *et al.*, 2023) y afectará a su estructura, incluida la

cobertura, particularmente en las zonas más secas (Carnicer *et al.*, 2011; Vayreda *et al.*, 2012). La escorrentia disminuirá, más en las cuencas con clima húmedo que seco (Pulido-Velázquez *et al.*, 2021), y cuanto mayores sean las emisiones de gases de efecto invernadero (Molina-Navarro *et al.*, 2025; Oduor *et al.*, 2023; Senent-Aparicio *et al.*, 2021). No obstante, existen incertidumbres en estos cálculos, toda vez que el efecto dominante es el del cambio en la precipitación debido a su descenso previsto, y no al del cambio en la cobertura vegetal, que no se incluye en estas simulaciones.

Las dinámicas sucesionales del bosque hacia estados más maduros y, por tanto, más valiosos vienen condicionadas por la colonización y extinción de las especies. El clima, la dispersión y la competencia interespecífica son determinantes de estos procesos. Las especies planifolias de hoja caduca son más sensibles a la precipitación que las coníferas, probablemente por su menor tolerancia a la sequía, mientras que estas últimas son menos tolerantes a la competencia que aquellas (García-Valdés *et al.*, 2015). La sequía representa un factor limitante particularmente relevante en especies situadas en el extremo meridional de su área de distribución, donde las condiciones climáticas son más restrictivas (Carnicer *et al.*, 2011; Sánchez-Salguero *et al.*, 2012). Las especies difieren también en su capacidad de respuesta a las perturbaciones, incluido el fuego (García-Valdés *et al.*, 2020; Lloret *et al.*, 2022; Rodrigues *et al.*, 2024). Esto indica que habrá cambios en las dinámicas sucesionales de los bosques, donde los efectos negativos serán dominantes, lo que hace probable que se produzca una pérdida de valores. No obstante, el tipo de cambio y su magnitud variarán según zonas (Ding *et al.*, 2016; Hanewinkel *et al.*, 2013).

La gestión forestal puede ayudar a contrarrestar parcialmente los efectos del cambio climático. Sin embargo, no hay un único tipo de gestión para conseguir todos los objetivos. Por ello, habrá que diferenciar entre tipos de gestión según sus objetivos sean hidrológicos, de conservación de suelos o de conservación de la biodiversidad, entre otros (Selkimäki *et al.*, 2020).

6. CASO DE ESTUDIO

El caso de estudio “LIFE Soria ForestAdapt: Adaptación sostenible al cambio climático de la gestión del sector forestal” ha sido seleccionado con un propósito ilustrativo, aportando un ejemplo concreto de evaluación de riesgos climáticos dentro del ámbito forestal. Los casos de estudio sectoriales, en su mayoría facilitados por comunidades autónomas, permiten mostrar enfoques aplicados, avances metodológicos y herramientas de diagnóstico desarrolladas en distintos sectores y contextos locales, y reflejan la diversidad territorial y temática del país. Lejos de constituir una recopilación exhaustiva, su inclusión busca enriquecer el análisis nacional mediante la exposición de buenas prácticas y aprendizajes relevantes, favoreciendo así la transferencia de conocimiento y la identificación de experiencias innovadoras en la gestión y evaluación de riesgos climáticos.

LIFE SORIA FORESTADAPT: ADAPTACIÓN SOSTENIBLE AL CAMBIO CLIMÁTICO DE LA GESTIÓN DEL SECTOR FORESTAL

 <p>Ámbito Territorial: Castilla y León, provincia de Soria</p>	<p>Objeto: Los bosques mediterráneos funcionan como sumideros de carbono, estabilizan los suelos y regulan el ciclo del agua, ayudando a mitigar los efectos del cambio climático. Sin embargo, el aumento de las temperaturas y la reducción de las precipitaciones, junto al abandono rural, han provocado una mayor vulnerabilidad ante incendios, plagas y sequías. Para hacer frente a estos desafíos, es fundamental combinar el conocimiento científico con una gestión activa del territorio. La diversificación de las estructuras forestales y la restauración de paisajes más heterogéneos ayudan a reducir el riesgo de incendios y plagas, al tiempo que mejoran la capacidad de los bosques para adaptarse a las nuevas condiciones climáticas.</p>
<p>Sector(es)/subsector: Forestal</p>	<p>Descripción: Se trata de un proyecto multisectorial centrado en la integración del conocimiento científico (monitoreo climático, dendrocronología, bioindicadores), herramientas digitales (FAT: Forest Adapt Tool y Fitoclim), planificación adaptativa y colaboración público-privada. Se evalúa la vulnerabilidad forestal y se definen estrategias de manejo personalizadas. El enfoque promueve una gestión resiliente, con planificación a largo plazo y participación de actores locales.</p>
<p>Entidad(es) del proyecto: Fundación Global Nature (coordinadora), Universidad de Valladolid, Junta de Castilla y León, Fundación CESEFOR, Fundación Empresa y Clima, otras colaboraciones con administraciones, propietarios y empresas.</p>	
<p>Escala: Provincial – 15 montes piloto en Soria</p>	
<p>Riesgo(s): Vulnerabilidad creciente de los bosques frente a incendios, plagas y sequías debido al cambio climático y pérdida de resiliencia por homogeneización del paisaje</p>	

<p>Enlaces: www.soriaforestadapt.es; https://soriaforestadapt.es/herramienta/ https://soriaforestadapt.es/fitoclim/</p>	<p>Aspectos destacables: Proyecto pionero en adaptar la gestión forestal al cambio climático desde una base científica sólida. Incorpora la adaptación en planes de ordenación forestal y certificación sostenible. Fortalece la gobernanza forestal y la resiliencia socioeconómica rural. Identifica barreras estructurales como la falta de planificación en los montes privados y la dificultad de involucrar a propietarios ausentes.</p>
--	---

VERSIÓN NO EDITADA

7. ESTUDIO DE RIESGOS COMPLEJOS

Los riesgos climáticos no operan de forma aislada, sino que están profundamente interconectados. Una aproximación exclusivamente sectorial de los riesgos limita la comprensión de estas interacciones y dificulta la identificación de efectos en cascada que trascienden los límites de cada sector. Por ello se ha desarrollado un análisis específico de riesgos complejos (véase el capítulo Riesgos complejos), orientado a identificar conexiones críticas entre sectores, dependencias cruzadas y posibles efectos en cascada, contribuyendo así a una planificación de la adaptación más robusta y coherente.

Para abordar esta complejidad, se ha desarrollado un modelo basado en la teoría de grafos. Esta herramienta matemática permite representar sistemas compuestos por elementos relacionados entre sí. Cada nodo del grafo representa un riesgo clave identificado, y las conexiones (aristas dirigidas) indican cómo unos riesgos influyen en otros. Este enfoque permite visualizar la estructura del sistema, identificar nodos (riesgos) principales y calcular métricas que ayudan a entender el papel de cada riesgo. Así, el grado de salida señala los riesgos con mayor capacidad de generar impactos; el grado de entrada identifica aquellos más vulnerables a influencias externas; la denominada centralidad de cercanía muestra la rapidez con la que un riesgo puede verse afectado por el resto del sistema; y, finalmente, la centralidad de intermediación revela los riesgos que actúan como puentes en la propagación de efectos.

El análisis de riesgos complejos del ámbito sectorial del sector Forestal, la desertificación y la caza y pesca continental se centra en cuatro de los riesgos clave (RC4.1, RC4.2, RC4.4, RC4.5), por presentar algún grado de intermediación o cercanía. El riesgo de alteraciones en la composición y estructura de los bosques como consecuencia de los cambios medios y extremos del clima (RC 4.1) tiene un grado de entrada de 6 y un grado de salida de 11 (Figura 4.12).

En lo que se refiere a su grado de entrada, este riesgo se ve influido por riesgos de múltiples ámbitos sectoriales como Agua y recursos hídricos (RC2.1), Patrimonio natural (RC3.1) (RC3.3) y el propio Sector forestal, la desertificación y la caza y pesca continental (RC4.2) (RC4.4) (RC4.5).

En cuanto a su grado de salida, este riesgo actúa como nodo generador de impactos en cascada sobre riesgos pertenecientes a sectores como Agua y recursos hídricos (RC2.2) (RC2.3), Patrimonio natural (RC3.1) (RC3.3) (RC3.4), el propio Sector forestal (RC4.2) (RC4.3) (RC4.4) (RC4.5), Turismo (RC12.3) y Paz, seguridad y cohesión social (RC14.1).

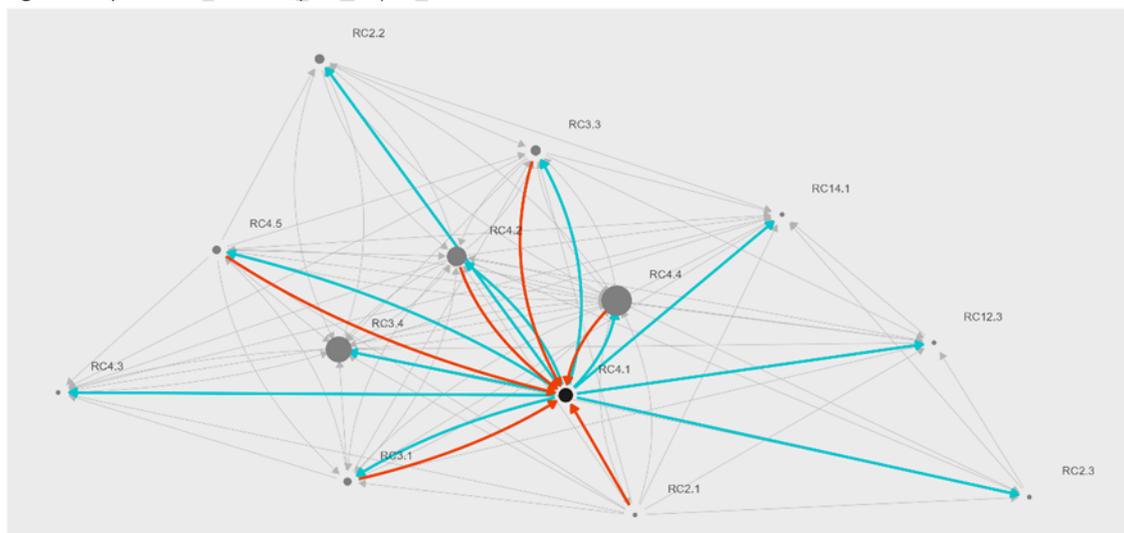


Figura 4.12. Grafo del riesgo de alteraciones en la composición y estructura de los bosques como consecuencia de los cambios medios y extremos del clima (RC 4.1). Fuente: capítulo de riesgos complejos.

El riesgo de erosión y pérdida de calidad del suelo en los ecosistemas forestales por cambios de temperatura y, particularmente, de precipitación, sobre todo la extrema (RC4.2), tiene un grado de entrada 8 y de salida 13 (Figura 4.13).

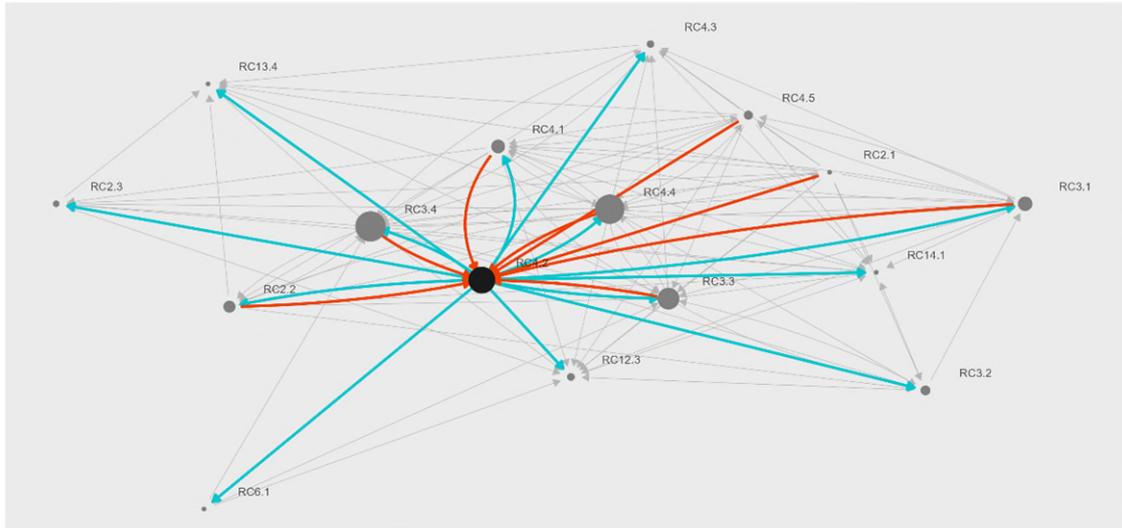


Figura 4.13. Grafo del riesgo de erosión y pérdida de calidad del suelo en los ecosistemas forestales por cambios de temperatura y, particularmente, de precipitación, sobre todo la extrema (RC4.2). Fuente: Capítulo de riesgos complejos.

En cuanto a su grado de entrada, este riesgo se ve influido por riesgos de múltiples ámbitos sectoriales, como los relacionados con el Agua y recursos hídricos (RC2.1, RC2.2), el Patrimonio natural (RC3.1, RC3.3, RC3.4) y el propio Sector forestal, la desertificación y la caza y pesca continental (RC4.1, RC4.4, RC4.5).

Por lo que respecta al grado de salida, este riesgo actúa como nodo generador de impactos en cascada sobre riesgos pertenecientes a diversos sectores, como Agua y recursos hídricos (RC2.2, RC2.3), Patrimonio natural (RC3.1, RC3.2, RC3.3, RC3.4), el propio Sector forestal (RC4.1, RC4.3, RC4.4), Costas (RC6.1), Turismo (RC12.3), Sistema financiero (RC13.4) y Paz, seguridad y cohesión social (RC14.1).

El riesgo de Desertificación debido al agravamiento de las condiciones de aridez como consecuencia del aumento de las temperaturas, la frecuencia e intensidad de las sequías, una mayor torrencialidad de las lluvias y un aumento del riesgo de incendios forestales (RC4.4) tiene un grado de entrada de 8 y de salida 16 (Figura 4.14).

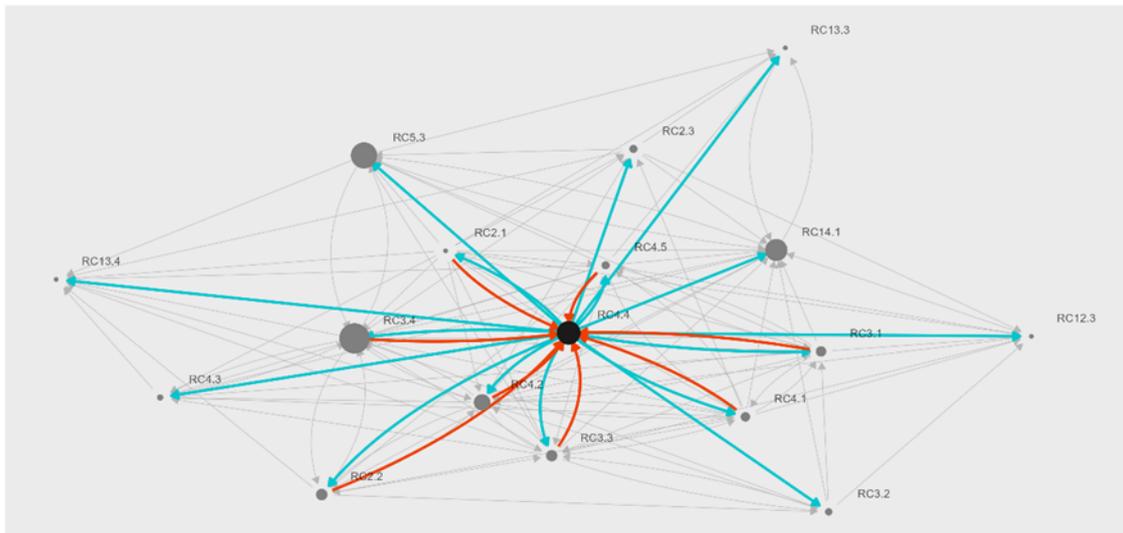


Figura 4.14. Grafo del riesgo de desertificación debido al agravamiento de las condiciones de aridez como consecuencia del aumento de las temperaturas, la frecuencia e intensidad de las sequías, una mayor torrencialidad de las lluvias y un aumento del riesgo de incendios forestales (RC4.4). Fuente: Capítulo de riesgos complejos.

En lo que se refiere a su grado de entrada, este riesgo se ve influido por riesgos de múltiples ámbitos sectoriales, como Agua y recursos hídricos (RC2.1, RC2.2), Patrimonio natural (RC3.1, RC3.3, RC3.4) y el propio Sector forestal, la desertificación y la caza y pesca continental (RC4.1, RC4.2, RC4.5).

En cuanto a su grado de salida, este riesgo actúa como nodo generador de impactos en cascada sobre riesgos pertenecientes a sectores como Agua y recursos hídricos (RC2.1, RC2.2, RC2.3), Patrimonio natural (RC3.1, RC3.2, RC3.3, RC3.4), el propio Sector forestal (RC4.1, RC4.2, RC4.3, RC4.5), Costas (RC5.3), Turismo (RC12.3), Sistema financiero (RC13.3, RC13.4) y Paz, seguridad y cohesión social (RC14.1).

El riesgo de pérdida de masas forestales debido al aumento del peligro de incendio causado por el cambio climático (RC4.5) tiene un grado de entrada de 4 y de salida de 15 (Figura 4.15). En lo que se refiere a su grado de entrada, este riesgo se ve influido por riesgos de múltiples ámbitos sectoriales, como Agua y recursos hídricos (RC2.1), Patrimonio natural (RC3.1) y el propio Sector forestal, la desertificación y la caza y pesca continental (RC4.1, RC4.4).

En cuanto a su grado de salida, este riesgo actúa como nodo generador de impactos en cascada sobre riesgos pertenecientes a sectores como Salud humana (RC1.3), Agua y recursos hídricos (RC2.2), Patrimonio natural (RC3.1, RC3.3, RC3.4), el propio Sector forestal (RC4.1, RC4.2, RC4.3, RC4.4), Costas (RC5.3), Patrimonio cultural (RC8.3), Turismo (RC12.3), Sistema financiero (RC13.3, RC13.4) y Paz, seguridad y cohesión social (RC14.1).

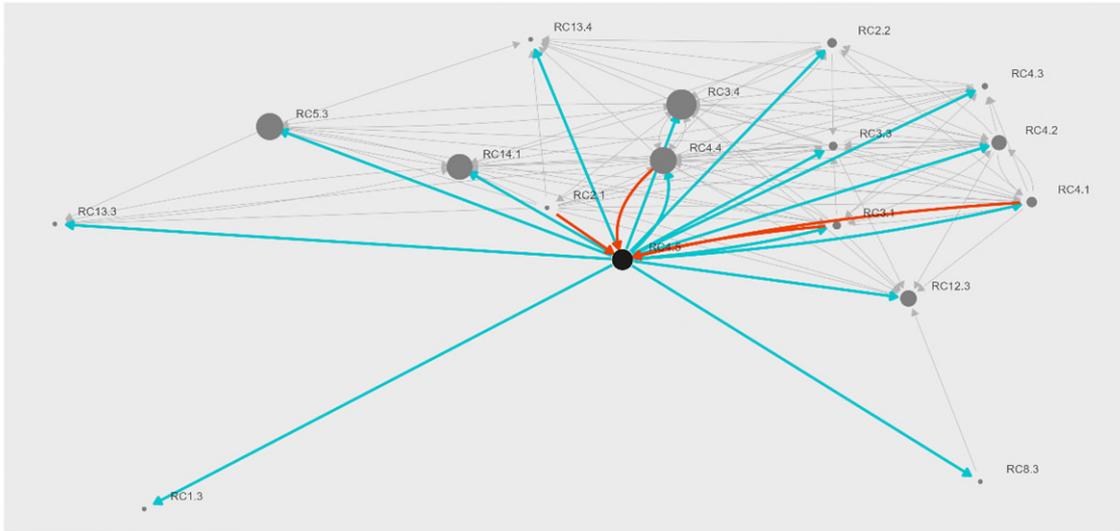


Figura 4.15. Grafo del riesgo de pérdida de masas forestales debido al aumento del peligro de incendio causado por el cambio climático (RC4.5). Fuente: Capítulo de riesgos complejos.

Las métricas de los riesgos clave se resumen en la Tabla 4.2. Es importante destacar que las categorías utilizadas fueron definidas a partir de dos criterios distintos. Por un lado, los grados de entrada y salida se clasificaron en dos: de 0 a <10 se considera “bajo”, y mayor o igual a 10 se considera “alto”. Por otro lado, las métricas de cercanía e intermediación se agruparon aplicando umbrales fijos, por lo que los valores se distribuyen de la siguiente manera:

- Intermediación:
 - Baja: 0 – 50
 - Media: >50 – 200
 - Alta: >200
- Cercanía:
 - Baja: 0 – 0,005
 - Media: >0,005 – 0,009
 - Alta: >0,0091

Tabla 4.2. Análisis de riesgos complejos en el ámbito sectorial del sector Forestal, la desertificación y la caza y pesca continental.

Riesgo clave	Grado de entrada	Grado de salida	Intermediación	Cercanía
RC4.1 Riesgo de alteraciones en la composición y estructura de los bosques como consecuencia de los cambios medios y extremos del clima	Bajo	Alto	Bajo	Alto
RC4.2 Riesgo de erosión y pérdida de calidad del suelo en los ecosistemas forestales por cambios de temperatura y, particularmente, de precipitación, sobre todo la extrema	Bajo	Alto	Medio	Alto
RC4.3 Riesgo de pérdida de productividad y de capacidad de absorción y almacenamiento de	Bajo	Bajo	Bajo	Medio

carbono de los bosques debido a los cambios de las variables climáticas				
RC4.4 Riesgo de desertificación debido al agravamiento de las condiciones de aridez como consecuencia del aumento de las temperaturas, la frecuencia e intensidad de las sequías, una mayor torrencialidad de las lluvias y un aumento del riesgo de incendios forestales	Bajo	Alto	Medio	Alto
RC4.5 Riesgo de pérdida de masas forestales debido al aumento del peligro de incendio causado por el cambio climático	Bajo	Alto	Medio	Alto

8. LIMITACIONES Y PARTICULARIDADES METODOLÓGICAS DEL SECTOR

Disponibilidad de la información

España cuenta con una amplia disponibilidad de datos sobre el sector forestal, incluyendo información procedente de los inventarios forestales nacionales, estadísticas del INE, datos sobre suelos y patrimonio natural, entre otros. Esta base informativa constituye un recurso valioso para la planificación y la gestión forestal. La disponibilidad de información actualizada es esencial para comprender las dinámicas recientes y para diseñar estrategias eficaces frente a los riesgos climáticos que afectan la composición y estructura de los bosques. Por ello, sería recomendable reforzar los esfuerzos de actualización y accesibilidad de estas bases de datos, en línea con las buenas prácticas de transparencia y gestión adaptativa. Las bases de datos de incendios forestales a nivel nacional, que han sido un modelo desde hace décadas, deben actualizarse.

Desequilibrios espaciales y de enfoque temático

Dado que la gestión de los recursos forestales está en manos de las CC.AA., algunas de ellas han profundizado en el estudio de los bosques más que otras, dependiendo de la importancia de dicho sector en su comunidad. Por ejemplo, la comunidad autónoma de Cataluña dispone de centros forestales específicos con inventarios forestales propios. Por otro lado, en temas como la erosión o la desertificación hay más datos en las comunidades del sureste peninsular, debido a su carácter semiárido.

Uso desigual y limitado de escenarios climáticos

La mayoría de los estudios revisados emplean escenarios climáticos basados en simulaciones utilizadas por el IPCC —por ejemplo, SRES, CMIP5 y, en menor medida, CMIP6—. Muchos trabajos se centran en escenarios de altas emisiones, como el RCP8.5, que actualmente se consideran menos probables dado el rumbo de las políticas climáticas globales tras el Acuerdo de París. Por ello, se requieren más simulaciones que utilicen los escenarios actualizados de CMIP6, que pueden conseguir una mejor representación de las trayectorias socioeconómicas y de las políticas climáticas actuales.

Carencia de enfoques integrados y dinámicos

Una limitación metodológica relevante en la evaluación del riesgo es la escasa integración de sus componentes (peligro, exposición, vulnerabilidad) en evaluaciones conjuntas y dinámicas. La mayoría de los estudios tienden a centrarse en uno o dos de estos componentes, frecuentemente en el peligro, sin incorporar modelos que reflejen las interacciones entre factores sociales, ecológicos y climáticos. Como

consecuencia, las evaluaciones resultantes presentan una gran incertidumbre. Además, debido a esta falta de un enfoque integrado, muchos modelos asumen que determinados factores de cambio permanecen constantes, lo cual no refleja la complejidad y variabilidad del contexto real. Asimismo, la falta de continuidad temporal en algunos estudios impide analizar las trayectorias o las transiciones del riesgo a lo largo del tiempo.

Baja desagregación de la vulnerabilidad social

La dimensión social del riesgo, aunque reconocida como clave, sigue poco desarrollada metodológicamente. La vulnerabilidad social se analiza de manera agregada, sin suficiente desagregación por edad, renta, género, tipo de propiedad o grado de aislamiento territorial. Esto impide identificar adecuadamente grupos sociales o territorios más expuestos o vulnerables al cambio climático, lo que limita la efectividad de las estrategias adaptativas.

Escenarios de adaptación aún incipientes

Los escenarios de adaptación específicos para los riesgos del sector forestal son aún limitados. En general, suelen centrarse en medidas de gestión calificadas como sostenibles, pero sin una definición clara de los objetivos que se persiguen. Para avanzar en una gestión forestal verdaderamente adaptativa se requieren escenarios de gestión que integren dinámicamente los factores ecológicos, climáticos y sociales, que consideren a su vez la multifuncionalidad del bosque y sus dinámicas a largo plazo.

VERSIÓN NO EDITADA

9. REFERENCIAS

- Abatzoglou, J. T., Williams, A. P., Boschetti, L., Zubkova, M., & Kolden, C. A. (2018). Global patterns of interannual climate–fire relationships. *Global Change Biology*, 24(11), 5164–5175. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.14405>
- Abatzoglou, J.T., Kolden, C.A., Cullen, A.C., Sadegh, M., Williams, E.L., Turco, M., & Jones, M. (2025). Climate change has increased the odds of extreme regional forest fire years globally. *Nature Communications* 16, 6390. <https://doi.org/10.1038/s41467-025-61608-1>
- Adame, P., Cañellas, I., Moreno-Fernández, D., Packalen, T., Hernández, L., & Alberdi, I. (2020). Analyzing the joint effect of forest management and wildfires on living biomass and carbon stocks in Spanish forests. *Forests*, 11(11), 1219.
- Aguirre, A., del Río, M., & Condés, S. (2019). Productivity Estimations for Monospecific and Mixed Pine Forests along the Iberian Peninsula Aridity Gradient. *Forests*, 10(5), 430. <https://www.mdpi.com/1999-4907/10/5/430>
- Akyol, A., Örcü, Ö. K., & Arslan, E. S. (2020). Habitat suitability mapping of stone pine (*Pinus pinea* L.) under the effects of climate change. *Biologia*, 75(12), 2175–2187. <https://doi.org/10.2478/s11756-020-00594-9>
- Alados, C. L., Puigdefábregas, J., & Martínez-Fernández, J. (2011). Ecological and socio-economical thresholds of land and plant-community degradation in semi-arid Mediterranean areas of southeastern Spain. *Journal of Arid Environments*, 75(12), 1368–1376.
- Albaladejo, J., Ortiz, R., Garcia-Franco, N., Navarro, A. R., Almagro, M., Pintado, J. G., & Martínez-Mena, M. (2013). Land use and climate change impacts on soil organic carbon stocks in semi-arid Spain. *Journal of Soils and Sediments*, 13(2), 265–277. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0617-7>
- Alberdi, I., Moreno-Fernández, D., Cañellas, I., Adame, P., & Hernández, L. (2020). Deadwood stocks in south-western European forests: Ecological patterns and large scale assessments. *Science of The Total Environment*, 747, 141237. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141237>
- Albert-Belda, E., Hinojosa, M. B., Laudicina, V. A., & Moreno, J. M. (2023). Soil biogeochemistry and microbial community dynamics in *Pinus pinaster* Ait. forests subjected to increased fire frequency. *Science of The Total Environment*, 858, 159912. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159912>
- Albertos, S. M., & Martínez, S. G. (2000). Conservación de recursos genéticos de coníferas en España. *Investigación agraria. Sistemas y recursos forestales*, 9(2), 151–184.
- Alday, J. G., Martínez de Aragón, J., de-Miguel, S., & Bonet, J. A. (2017). Mushroom biomass and diversity are driven by different spatio-temporal scales along Mediterranean elevation gradients. *Scientific Reports*, 7(1), 45824. <https://doi.org/10.1038/srep45824>
- Alías, J. C., Mejías, J. A., & Chaves, N. (2022). Effect of Cropland Abandonment on Soil Carbon Stock in an Agroforestry System in Southwestern Spain. *Land*, 11(3), 425.
- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kitzberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H., Gonzalez, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J. H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., & Cobb, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), p. 660 - p. 684. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.001>
- Álvarez-Álvarez, P., Aviñoa-Arias, A., Díaz-Varela, E., López-Bao, J. V., & Pérez-Girón, J. C. (2025). Impact of climate change over distribution and potential range of chestnut in the Iberian Peninsula [Original Research]. *Frontiers in Forests and Global Change, Volume 8 - 2025*. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2025.1561027>
- Amatulli, G., Camia, A., & San-Miguel-Ayán, J. (2013). Estimating future burned areas under changing climate in the EU-Mediterranean countries. *Science of The Total Environment*, 450, 209–222.
- Ameztegui, A., Coll, L., Brotons, L., & Ninot, J. M. (2016). Land-use legacies rather than climate change are driving the recent upward shift of the mountain tree line in the Pyrenees. *Global Ecology and Biogeography*, 25(3), 263–273. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/geb.12407>
- Ammer, C. (2019). Diversity and forest productivity in a changing climate. *New Phytologist*, 221(1), 50–66.
- Andivia, E., Madrigal-González, J., Villar-Salvador, P., & Zavala, M. A. (2018). Do adult trees increase conspecific juvenile resilience to recurrent droughts? Implications for forest regeneration. *Ecosphere*, 9(6), e02282. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ecs2.2282>
- Angulo, E., Ballesteros-Mejía, L., Novoa, A., Duboscq-Carra, V. G., Diagne, C., & Courchamp, F. (2021). Economic costs of invasive alien species in Spain. *NeoBiota*, 67, 267–297.
- Angulo-Martínez, M., & Beguería, S. (2012). Trends in rainfall erosivity in NE Spain at annual, seasonal and daily scales, 1955–2006. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(10), 3551–3559.
- Anthesis Lavola. (2021). *Estudio sobre impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático en el sector de la caza y la pesca continental en España – Documento metodológico*

- Aparício, B. A., Santos, J. A., Freitas, T. R., Sá, A. C. L., Pereira, J. M. C., & Fernandes, P. M. (2022). Unravelling the effect of climate change on fire danger and fire behaviour in the Transboundary Biosphere Reserve of Meseta Ibérica (Portugal-Spain). *Climatic Change*, 173(1), 5. <https://doi.org/10.1007/s10584-022-03399-8>
- Appiagyei, B. D., Belhoucine-Guezouguli, L., Bessah, E., Morsli, B., & Fernandes, P. A. M. (2022). A review on climate change impacts on forest ecosystem services in the Mediterranean Basin. *Journal of Landscape Ecology*, 15(1), 1-26.
- Arellano, B., Zheng, Q., & Roca, J. (2025). Analysis of Climate Change Effects on Precipitation and Temperature Trends in Spain. *Land*, 14(1), 85. <https://www.mdpi.com/2073-445X/14/1/85>
- Arellano-del-Verbo, G., Urbieta, I. R., & Moreno, J. M. (2023). Large-fire ignitions are higher in protected areas than outside them in West-Central Spain. *Fire*, 6(1), 28.
- Arlinghaus, R., Lorenzen, K., Johnson, B. M., Cooke, S. J., y Cowx, I. G. (2016). *Management of freshwater fisheries: Addressing habitat, people and fishes*. In J. F. Craig (Ed.), *Freshwater fisheries ecology* (pp. 557–579). Wiley-Blackwell.
- Astigarraga, J., Andivia, E., Zavala, M. A., Gazol, A., Cruz-Alonso, V., Vicente-Serrano, S. M., & Ruiz-Benito, P. (2020). Evidence of non-stationary relationships between climate and forest responses: Increased sensitivity to climate change in Iberian forests. *Global Change Biology*, 26(9), 5063-5076. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.15198>
- Astigarraga, J., Andivia, E., Zavala, M. A., Gazol, A., Cruz-Alonso, V., Vicente-Serrano, S. M., & Ruiz-Benito, P. (2020). Evidence of non-stationary relationships between climate and forest responses: Increased sensitivity to climate change in Iberian forests. *Global Change Biology*, 26(9), 5063-5076.
- Ayllón, D., Nicola, G. G., Elvira, B., & Almodóvar, A. (2021). Climate change will render size-selective harvest of cold-water fish species unsustainable in Mediterranean freshwaters. *Journal of Applied Ecology*, 58(3), 562-575. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2664.13805>
- Azcárate, F. M., Seoane, J., & Silvestre, M. (2023). Factors affecting pine processionary moth (*Thaumetopoea pityocampa*) incidence in Mediterranean pine stands: A multiscale approach. *Forest Ecology and Management*, 529, 120728. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120728>
- Azzopardi, B., Balzan, M. V., Cherif, S., Doblás-Miranda, E., dos Santos, M., Dobrinski, P., Falder, M., Hassoun, A. E. R., Giupponi, C., & Koubi, V. V. (2020). Climate and environmental change in the Mediterranean basin—current situation and risks for the future. First Mediterranean assessment report.
- Badia-Perpinyá, A., & Pallares-Barbera, M. (2006). Spatial distribution of ignitions in Mediterranean periurban and rural areas: the case of Catalonia. *International Journal of Wildland Fire*, 15(2), 187-196. <https://doi.org/https://doi.org/10.1071/WF04008>
- Bai, Z., Russ, J. D., Mayr, K. F., & Dent, D. (2025). How is Gaia doing? Trends in global land degradation and improvement. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-025-02179-9>
- Bale, J. S., Masters, G. J., Hodkinson, I. D., Awmack, C., Bezemer, T. M., Brown, V. K., Butterfield, J., Buse, A., Coulson, J. C., Farrar, J., Good, J. E. G., Harrington, R., Hartley, S., Jones, T. H., Lindroth, R. L., Press, M. C., Symrnioudis, I., Watt, A. D., & Whittaker, J. B. (2002). Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8(1), 1-16. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00451.x>
- Balzan, M. V., Hassoun, A. E. R., Aroua, N., Baldy, V., Dagher, M. B., Branquinho, C., Dutay, J.-C., El Bour, M., Médail, F., & Mojtabid, M. (2020). First Mediterranean Assessment Report—Chapter 4: Ecosystems. *Climate and Environmental Change in the Mediterranean Basin—Current Situation and Risks for the Future*, 323-468.
- Barbero-Sierra, C., Marques, M.-J., & Ruíz-Pérez, M. (2013). The case of urban sprawl in Spain as an active and irreversible driving force for desertification. *Journal of Arid Environments*, 90, 95-102.
- Barrio, M., Loureiro, M., & Chas, M. L. (2007). Aproximación a las pérdidas económicas ocasionadas a corto plazo por los incendios forestales en Galicia en 2006. *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 7(14), 45-64.
- Bastias, C. C., Rodríguez Castilla, G., Salazar Zarzosa, P., Díaz Herraiz, A., González Herranz, N., Ruiz-Benito, P., Barrón, V., Quero Pérez, J. L., & Villar, R. (2025). Differential aridity-induced variations in ecosystem multifunctionality between Iberian Pinus and Quercus Mediterranean forests. *Ecological Indicators*, 173, 113411. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2025.113411>
- Battisti, A. (2006). Insect Populations In Relation To Environmental Change In Forests Of Temperate Europe. In *Invasive Forest Insects, Introduced Forest Trees, and Altered Ecosystems: Ecological Pest Management in Global Forests of a Changing World* (pp. 127-140). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/1-4020-5162-x_7
- Battisti, A., Stastny, M., Netherer, S., Robinet, C., Schopf, A., Roques, A., & Larsson, S. (2005). EXPANSION OF GEOGRAPHIC RANGE IN THE PINE PROCESSIONARY MOTH CAUSED BY INCREASED WINTER TEMPERATURES. *Ecological Applications*, 15(6), 2084-2096. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/04-1903>
- Bedia, J., Herrera, S., Camia, A., Moreno, J. M., & Gutiérrez, J. M. (2014). Forest fire danger projections in the Mediterranean using ENSEMBLES regional climate change scenarios. *Climatic Change*, 122, 185-199.

- Bedia, J., Herrera, S., Gutiérrez, J. M., Benali, A., Brands, S., Mota, B., & Moreno, J. M. (2015). Global patterns in the sensitivity of burned area to fire-weather: Implications for climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, 214, 369-379.
- Beguiría, S., López-Moreno, J. I., Lorente, A., Seeger, M., & García-Ruiz, J. M. (2003). Assessing the effect of climate oscillations and land-use changes on streamflow in the Central Spanish Pyrenees. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 32(4), 283-286.
- Beguiría, S., Trullenque-Blanco, V., Vicente-Serrano, S. M., & González-Hidalgo, J. C. (2025). Aridity on the Rise: Spatial and Temporal Shifts in Climate Aridity in Spain (1961–2020). *International Journal of Climatology*, 45(6), e8775.
- Bello-Rodríguez, V., Cubas, J., Del Arco, M. J., Martín, J. L., & González-Mancebo, J. M. (2019). Elevational and structural shifts in the treeline of an oceanic island (Tenerife, Canary Islands) in the context of global warming. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 82, 101918.
- Beltrán-Marcos, D., Calvo, L., Fernández-Guisuraga, J. M., Fernández-García, V., & Suárez-Seoane, S. (2023). Wildland-urban interface typologies prone to high severity fires in Spain. *Science of The Total Environment*, 894, 165000.
- Benavides, R., Rabasa, S. G., Granda, E., Escudero, A., Hódar, J. A., Martínez-Vilalta, J., Rincón, A. M., Zamora, R., & Valladares, F. (2013). Direct and indirect effects of climate on demography and early growth of *Pinus sylvestris* at the rear edge: changing roles of biotic and abiotic factors. *PLoS One*, 8(3), e59824.
- Benito Garzón, M., Sánchez de Dios, R., & Sainz Ollero, H. (2008). Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science*, 11(2), 169-178. <https://doi.org/https://doi.org/10.3170/2008-7-18348>
- Berdugo, M., Delgado-Baquerizo, M., Soliveres, S., Hernández-Clemente, R., Zhao, Y., Gaitán, J. J., Gross, N., Saiz, H., Maire, V., & Lehmann, A. (2020). Global ecosystem thresholds driven by aridity. *Science*, 367(6479), 787-790.
- Berdugo, M., Vidiella, B., Solé, R. V., & Maestre, F. T. (2022). Ecological mechanisms underlying aridity thresholds in global drylands. *Functional Ecology*, 36(1), 4-23.
- Blanco-Cano, L., Navarro-Cerrillo, R. M., & González-Moreno, P. (2022). Biotic and abiotic effects determining the resilience of conifer mountain forests: The case study of the endangered Spanish fir. *Forest Ecology and Management*, 520, 120356. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120356>
- Blanco-Canqui, H., & Benjamin, J. G. (2013). Impacts of Soil Organic Carbon on Soil Physical Behavior. In *Quantifying and modeling soil structure dynamics* (pp. 11-40). <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/advagriscystmodel3.c2>
- Blaschke, P. M., Trustrum, N. A., & Hicks, D. L. (2000). Impacts of mass movement erosion on land productivity: a review. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 24(1), 21-52. <https://doi.org/10.1177/030913330002400102>
- Boisvenue, C., & Running, S. W. (2006). Impacts of climate change on natural forest productivity—evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology*, 12(5), 862-882.
- Bond, W. J., & Midgley, J. J. (2001). Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in ecology & evolution*, 16(1), 45-51.
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J. E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L., & Ballabio, C. (2020). Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(36), 21994-22001.
- Both, C., & Visser, M. E. (2001). Adjustment to climate change is constrained by arrival date in a long-distance migrant bird. *Nature*, 411(6835), 296-298. <https://doi.org/10.1038/35077063>
- Bravo, F., del Río, M., Bravo-Oviedo, A., Ruiz-Peinado, R., del Peso, C., & Montero, G. (2017). Forest carbon sequestration: the impact of forest management. *Managing forest ecosystems: the challenge of climate change*, 251-275.
- Bravo, F., Guijarro, M., Cámara, A., Díaz Balteiro, L., Fernández, P., Pajares, J., Pemán, J., & Ruiz-Peinado, R. (2017). *La situación de los bosques y el sector forestal en España – ISFE 2017 7º Congreso Forestal Español*. Sociedad Española de Ciencias Forestales, Plasencia, Cáceres.
- Broncano, M. J., & Retana, J. (2004). Topography and forest composition affecting the variability in fire severity and post-fire regeneration occurring after a large fire in the Mediterranean basin. *International Journal of Wildland Fire*, 13(2), 209-216. <https://doi.org/https://doi.org/10.1071/WF03036>
- Broto, C., & Hubert, O. (2025). *Desertification in Spain: Is there any impact on credit to firms?*
- Brown, A. E., Zhang, L., McMahon, T. A., Western, A. W., & Vertessy, R. A. (2005). A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. *Journal of Hydrology*, 310(1), 28-61. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.12.010>

- Browne, S. J., & Aebischer, N. J. (2003). Temporal changes in the migration phenology of turtle doves *Streptopelia turtur* in Britain, based on sightings from coastal bird observatories. *Journal of Avian Biology*, *34*(1), 65-71. <https://doi.org/https://doi.org/10.1034/j.1600-048X.2003.03060.x>
- Browne, S. J., & Aebischer, N. J. (2004). Temporal changes in the breeding ecology of European Turtle Doves *Streptopelia turtur* in Britain, and implications for conservation. *Ibis*, *146*(1), 125-137. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00235.x>
- Bruijnzeel, L. A. (2004). Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *104*(1), 185-228.
- Buras, A., & Menzel, A. (2019). Projecting tree species composition changes of European forests for 2061–2090 under RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios. *Frontiers in Plant Science*, *9*, 1986.
- Burrell, A. L., Evans, J. P., & De Kauwe, M. G. (2020). Anthropogenic climate change has driven over 5 million km² of drylands towards desertification. *Nature Communications*, *11*(1), 3853. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17710-7>
- Calama, R., Gordo, J., Mutke, S., Conde, M., Madrigal, G., Garriga, E., Arias, M., Pique, M., Gandia, R., Montero, G., & Pardos, M. (2020). Decline in commercial pine nut and kernel yield in Mediterranean stone pine (*Pinus pinea* L.) in Spain [Decline in commercial pine nut and kernel yield in Mediterranean stone pine (*Pinus pinea* L.) in Spain] [Research Articles]. *iForest - Biogeosciences and Forestry*, *13*(4), 251-260. <https://doi.org/10.3832/ifor3180-013>
- Calama, R., Martínez, C., Gordo, J., Del Río, M., Menéndez-Miguélez, M., & Pardos, M. (2023). The impact of climate and management on recent mortality in *Pinus pinaster* resin-tapped forests of inland Spain. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, *97*(1), 120-132. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpad023>
- Caldeira, M. d. C., Fernández, V., Tomé, J., & Pereira, J. S. (2002). Positive effect of drought on longicorn borer larval survival and growth on eucalyptus trunks. *Ann. For. Sci.*, *59*(1), 99-106. <https://doi.org/10.1051/forest:2001009>
- Calvo de Anta, R., Luís, E., Febrero-Bande, M., Galiñanes, J., Macías, F., Ortíz, R., & Casás, F. (2020). Soil organic carbon in peninsular Spain: Influence of environmental factors and spatial distribution. *Geoderma*, *370*, 114365. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114365>
- Camarero, J. J., Gazol, A., Linares, J. C., Fajardo, A., Colangelo, M., Valeriano, C., Sánchez-Salguero, R., Sangüesa-Barreda, G., Granda, E., & Gimeno, T. E. (2021). Differences in temperature sensitivity and drought recovery between natural stands and plantations of conifers are species-specific. *Science of The Total Environment*, *796*, 148930. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148930>
- Camarero, J. J., Rubio-Cuadrado, Á., González de Andrés, E., Valeriano, C., Pizarro, M., Imbert, J. B., Lo, Y.-H., & Blanco, J. A. (2025). Drought limits tree growth more than greenness and reproduction: insights from five case studies in Spain. *Forest Ecosystems*, 100329. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fecs.2025.100329>
- Camia, A., Liberta, G., & San-Miguel-Ayanz, J. (2017). Modeling the impacts of climate change on forest fire danger in Europe. *Joint Research Centre (JRC) Technical Reports*, *1*, 22.
- Cannon, C. H., Piovesan, G., & Munné-Bosch, S. (2022). Old and ancient trees are life history lottery winners and vital evolutionary resources for long-term adaptive capacity. *Nature Plants*, *8*(2), 136-145. <https://doi.org/10.1038/s41477-021-01088-5>
- Cano-Barbacid, C., Radinger, J., & García-Berthou, E. (2022). The importance of seawater tolerance and native status in mediating the distribution of inland fishes. *Journal of Biogeography*, *49*(11), 2037-2049. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jbi.14493>
- Cano-Barbacid, C., Radinger, J., & García-Berthou, E. (2024). Interacting effects of latitudinal and elevational gradients on the distribution of Iberian inland fish. *Limnetica*, *43*(2), 1.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A., Asensio, C., Chamizo, S., & Puigdefábregas, J. (2009). Aggregate stability in range sandy loam soils Relationships with runoff and erosion. *CATENA*, *77*(3), 192-199. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.12.011>
- Capdevila, P., Stott, I., Cant, J., Beger, M., Rowlands, G., Grace, M., & Salguero-Gómez, R. (2022). Life history mediates the trade-offs among different components of demographic resilience. *Ecology Letters*, *25*(6), 1566-1579.
- Cardil, A., Eastaugh, C. S., & Molina, D. (2015). Extreme temperature conditions and wildland fires in Spain. *Theoretical and applied climatology*, *122*, 219-228.
- Carnicer, J., Alegria, A., Giannakopoulos, C., Di Giuseppe, F., Karali, A., Koutsias, N., Lionello, P., Parrington, M., & Vitolo, C. (2022). Global warming is shifting the relationships between fire weather and realized fire-induced CO₂ emissions in Europe. *Scientific Reports*, *12*(1), 10365. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-14480-8>
- Carnicer, J., Coll, M., Ninyerola, M., Pons, X., Sánchez, G., & Peñuelas, J. (2011). Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with increased climate change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *108*(4), 1474-1478. <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.1010070108>

- Carnicer, J., Coll, M., Pons, X., Ninyerola, M., Vayreda, J., & Peñuelas, J. (2014). Large-scale recruitment limitation in Mediterranean pines: the role of *Quercus ilex* and forest successional advance as key regional drivers. *Global Ecology and Biogeography*, 23(3), 371-384. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/geb.12111>
- Carpena, R., Tovar-Pescador, J., Sánchez-Gómez, M., Calero, J., Mellado, I., Moya, F., & Fernández, T. (2021). Rainfall-induced landslides and erosion processes in the road network of the Jaén Province (Southern Spain). *Hydrology*, 8(3), 100.
- Carvalho, D., Pereira, S., Silva, R., & Rocha, A. (2022). Aridity and desertification in the Mediterranean under EURO-CORDEX future climate change scenarios. *Climatic Change*, 174(3), 28.
- Casalí, J., Giménez, R., Díez, J., Álvarez-Mozos, J., Del Valle de Lersundi, J., Goñi, M., Campo, M. A., Chahor, Y., Gastesi, R., & López, J. (2010). Sediment production and water quality of watersheds with contrasting land use in Navarre (Spain). *Agricultural Water Management*, 97(10), 1683-1694. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.05.024>
- Castellaneta, M., Rita, A., Camarero, J. J., Colangelo, M., & Ripullone, F. (2022). Declines in canopy greenness and tree growth are caused by combined climate extremes during drought-induced dieback. *Science of The Total Environment*, 813, 152666. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152666>
- Castro, J., Zamora, R., Hódar, J. A., & Gómez, J. M. (2004). Seedling establishment of a boreal tree species (*Pinus sylvestris*) at its southernmost distribution limit: consequences of being in a marginal Mediterranean habitat. *Journal of Ecology*, 266-277.
- Catry, F. X., Moreira, F., Pausas, J. G., Fernandes, P. M., Rego, F., Cardillo, E., & Curt, T. (2012). Cork Oak Vulnerability to Fire: The Role of Bark Harvesting, Tree Characteristics and Abiotic Factors. *PLoS One*, 7(6), e39810. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039810>
- Cerdà, A., Lucas Borja, M. E., Úbeda, X., Martínez-Murillo, J. F., & Keesstra, S. (2017). *Pinus halepensis* M. versus *Quercus ilex* subsp. *Rotundifolia* L. runoff and soil erosion at pedon scale under natural rainfall in Eastern Spain three decades after a forest fire. *Forest Ecology and Management*, 400, 447-456. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.038>
- Cerdà, A., Lucas-Borja, M. E., Franch-Pardo, I., Úbeda, X., Novara, A., López-Vicente, M., Popović, Z., & Pulido, M. (2021). The role of plant species on runoff and soil erosion in a Mediterranean shrubland. *Science of The Total Environment*, 799, 149218. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149218>
- Cernusak, L. A., Haverd, V., Brendel, O., Le Thiec, D., Guehl, J.-M., & Cuntz, M. (2019). Robust Response of Terrestrial Plants to Rising CO₂. *Trends in plant science*, 24(7), 578-586. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2019.04.003>
- Chas-Amil, M., Touza, J., & García-Martínez, E. (2013). Forest fires in the wildland–urban interface: a spatial analysis of forest fragmentation and human impacts. *Applied Geography*, 43, 127-137.
- 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). *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 48, 101623. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2020.101623>
- Chas-Amil, M.-L., Nogueira-Moure, E., Prestemon, J. P., & Touza, J. (2022). Spatial patterns of social vulnerability in relation to wildfire risk and wildland-urban interface presence. *Landscape and Urban Planning*, 228, 104577. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104577>
- Chen, B., Lu, Q., Wei, L., Fu, W., Wei, Z., & Tian, S. (2024). Global predictions of topsoil organic carbon stocks under changing climate in the 21st century. *Science of The Total Environment*, 908, 168448. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168448>
- Chirino, E., Bonet, A., Bellot, J., & Sánchez, J. R. (2006). Effects of 30-year-old Aleppo pine plantations on runoff, soil erosion, and plant diversity in a semi-arid landscape in south eastern Spain. *CATENA*, 65(1), 19-29. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.09.003>
- Chiti, T., Díaz-Pinés, E., & Rubio, A. (2012). Soil organic carbon stocks of conifers, broadleaf and evergreen broadleaf forests of Spain. *Biology and Fertility of Soils*, 48(7), 817-826. <https://doi.org/10.1007/s00374-012-0676-3>
- Chuvieco, E., Yebra, M., Martino, S., Thonicke, K., Gómez-Giménez, M., San-Miguel, J., Oom, D., Velea, R., Mouillot, F., Molina, J. R., Miranda, A. I., Lopes, D., Salis, M., Bugaric, M., Sofiev, M., Kadantsev, E., Gitas, I. Z., Stavrakoudis, D., Eftychidis, G., Bar-Massada, A., Neidermeier, A., Pampanoni, V., Pettinari, M. L., Arrogante-Funes, F., Ochoa, C., Moreira, B., & Viegas, D. (2023). Towards an Integrated Approach to Wildfire Risk Assessment: When, Where, What and How May the Landscapes Burn. *Fire*, 6(5), 215. <https://www.mdpi.com/2571-6255/6/5/215>
- Ciais, P., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogée, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, C., & Carrara, A. (2005). Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature*, 437(7058), 529-533.

- Clarke, P. J., Lawes, M. J., Midgley, J. J., Lamont, B. B., Ojeda, F., Burrows, G. E., Enright, N. J., & Knox, K. J. E. (2013). Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resources drive persistence after fire. *New Phytologist*, 197(1), 19-35. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/nph.12001>
- Cobo-Simón, I., Méndez-Cea, B., Jump, A. S., Seco, J., Gallego, F. J., & Linares, J. C. (2020). Understanding genetic diversity of relict forests. Linking long-term isolation legacies and current habitat fragmentation in *Abies pinsapo* Boiss. *Forest Ecology and Management*, 461, 117947. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117947>
- Colangelo, M., Camarero, J. J., Gazol, A., Piovesan, G., Borghetti, M., Baliva, M., Gentilesca, T., Rita, A., Schettino, A., & Ripullone, F. (2021). Mediterranean old-growth forests exhibit resistance to climate warming. *Science of The Total Environment*, 801, 149684. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149684>
- Cortijos-López, M., Sánchez-Navarrete, P., Lasanta, T., Cammeraat, E. L. H., & Nadal-Romero, E. (2024). Afforestation, Natural Secondary Forest or Dehesas? Looking for the Best Post-Abandonment Forest Management for Soil Organic Carbon Accumulation in Mediterranean Mountains. *Forests*, 15(1), 166. <https://www.mdpi.com/1999-4907/15/1/166>
- Cos, A., Retana, J., & Vayreda, J. (2025). Factors shaping the distribution of old-growthness attributes in the forests of Spain. *Forest Ecosystems*, 12, 100281. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fecs.2024.100281>
- Costa-Saura, J.M., Bacciu, V., Sirca, C., Capelluti, O., Spano, D. & Elia, M. (2025). The growing link between heatwaves and megafires: evidence from southern Mediterranean countries of Europe. *Natural Hazards*. <https://doi.org/10.1007/s11069-025-07488-6>
- Cotton, P. A. (2003). Avian migration phenology and global climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(21), 12219-12222. <https://doi.org/doi:10.1073/pnas.1930548100>
- Crozier, L. G., & Hutchings, J. A. (2014). Plastic and evolutionary responses to climate change in fish. *Evolutionary Applications*, 7(1), 68-87. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/eva.12135>
- Daliakopoulos, I., Tsanis, I., Koutroulis, A., Kourgialas, N., Varouchakis, A., Karatzas, G., & Ritsema, C. (2016). The threat of soil salinity: A European scale review. *Science of The Total Environment*, 573, 727-739.
- Davoli, M., & Svenning, J.-C. (2024). Future changes in society and climate may strongly shape wild large-herbivore faunas across Europe. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 379(1902), 20230334. <https://doi.org/doi:10.1098/rstb.2023.0334>
- Del Arco, M., & Garzón-Machado, V. (2012). *Estudio predictivo de distribución de los pisos de vegetación en Tenerife y Gran Canaria, para diferentes escenarios de Cambio Climático*.
- Del Barrio, G., Sainz, H., Sanjuán, M. E., Sánchez de Dios, R., Martínez-Valderrama, J., & Ruiz, A. (2021). Abrupt fragmentation thresholds of eight zonal forest types in mainland Spain. *Forest Ecology and Management*, 482, 118788. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118788>
- Del Barrio, G., Sanjuan, M. E., Hirche, A., Yassin, M., Ruiz, A., Ouessar, M., Martinez Valderrama, J., Essifi, B., & Puigdefabregas, J. (2016). Land Degradation States and Trends in the Northwestern Maghreb Drylands, 1998–2008. *Remote Sensing*, 8(7), 603. <https://www.mdpi.com/2072-4292/8/7/603>
- Del Río, S., Canas, R., Cano, E., Cano-Ortiz, A., Musarella, C., Pinto-Gomes, C., & Penas, A. (2021). Modelling the impacts of climate change on habitat suitability and vulnerability in deciduous forests in Spain. *Ecological Indicators*, 131, 108202. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108202>
- Di Castri, F., & Mooney, H. A. (2012). *Mediterranean type ecosystems: origin and structure* (Vol. 7). Springer Science & Business Media.
- Díaz-Martínez, P., Maestre, F. T., Moreno-Jiménez, E., Delgado-Baquerizo, M., Eldridge, D. J., Saiz, H., Gross, N., Le Bagousse-Pinguet, Y., Gozalo, B., & Ochoa, V. (2024). Vulnerability of mineral-associated soil organic carbon to climate across global drylands. *Nature Climate Change*, 14(9), 976-982.
- Díaz-Martínez, P., Ruiz-Benito, P., Madrigal-González, J., Gazol, A., & Andivia, E. (2023). Positive effects of warming do not compensate growth reduction due to increased aridity in Mediterranean mixed forests. *Ecosphere*, 14(1), e4380. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ecs2.4380>
- Dimitrakopoulos, A. P., & Papaioannou, K. K. (2001). Flammability Assessment of Mediterranean Forest Fuels. *Fire Technology*, 37(2), 143-152. <https://doi.org/10.1023/A:1011641601076>
- Ding, H., Chiabai, A., Silvestri, S., & Nunes, P. A. L. D. (2016). Valuing climate change impacts on European forest ecosystems. *Ecosystem Services*, 18, 141-153. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.02.039>
- Doblas-Miranda, E., Rovira, P., Brotons, L., Martínez-Vilalta, J., Retana, J., Pla, M., & Vayreda, J. (2013). Soil carbon stocks and their variability across the forests, shrublands and grasslands of peninsular Spain. *Biogeosciences*, 10(12), 8353-8361. <https://doi.org/10.5194/bg-10-8353-2013>
- Dorado-Liñán, I., Piovesan, G., Martínez-Sancho, E., Gea-Izquierdo, G., Zang, C., Cañellas, I., Castagneri, D., Di Filippo, A., Gutiérrez, E., & Ewald, J. (2019). Geographical adaptation prevails over species-specific determinism in trees' vulnerability to climate change at Mediterranean rear-edge forests. *Global Change Biology*, 25(4), 1296-1314.

- Dregne, H. E. (2002). Land degradation in the drylands. *Arid land research and management*, 16(2), 99-132.
- Duane, A., Castellnou, M., & Brotons, L. (2021). Towards a comprehensive look at global drivers of novel extreme wildfire events. *Climatic Change*, 165(3), 43. <https://doi.org/10.1007/s10584-021-03066-4>
- Duguy, B., Alloza, J. A., Röder, A., Vallejo, R., & Pastor, F. (2007). Modelling the effects of landscape fuel treatments on fire growth and behaviour in a Mediterranean landscape (eastern Spain). *International Journal of Wildland Fire*, 16(5), 619-632.
- Dupuy, J.-I., Fargeon, H., Martin-StPaul, N., Pimont, F., Ruffault, J., Guijarro, M., Hernando, C., Madrigal, J., & Fernandes, P. (2020). Climate change impact on future wildfire danger and activity in southern Europe: a review. *Annals of Forest Science*, 77(2), 35. <https://doi.org/10.1007/s13595-020-00933-5>
- Duque-Lazo, J., Navarro-Cerrillo, R. M., & Ruíz-Gómez, F. J. (2018). Assessment of the future stability of cork oak (*Quercus suber* L.) afforestation under climate change scenarios in Southwest Spain. *Forest Ecology and Management*, 409, 444-456. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.11.042>
- Dyderski, M. K., Paź, S., Frelich, L. E., & Jagodziński, A. M. (2018). How much does climate change threaten European forest tree species distributions? *Global Change Biology*, 24(3), 1150-1163. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.13925>
- Ebabu, K., Tsunekawa, A., Haregeweyn, N., Tsubo, M., Adgo, E., Fenta, A. A., Meshesha, D. T., Berihun, M. L., Sultan, D., Vanmaercke, M., Panagos, P., Borrelli, P., Langendoen, E. J., & Poesen, J. (2022). Global analysis of cover management and support practice factors that control soil erosion and conservation. *International Soil and Water Conservation Research*, 10(2), 161-176. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2021.12.002>
- 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 & Development*, 10(1), 79-88. [https://doi.org/https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199901/02\)10:1<79::AID-LDR324>3.0.CO;2-4](https://doi.org/https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199901/02)10:1<79::AID-LDR324>3.0.CO;2-4)
- Eekhout, J. P. C., & de Vente, J. (2019). The implications of bias correction methods and climate model ensembles on soil erosion projections under climate change. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44(5), 1137-1147. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/esp.4563>
- Eekhout, J. P. C., & de Vente, J. (2022). Global impact of climate change on soil erosion and potential for adaptation through soil conservation. *Earth-Science Reviews*, 226, 103921. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2022.103921>
- Eekhout, J. P. C., Hunink, J. E., Terink, W., & de Vente, J. (2018). Why increased extreme precipitation under climate change negatively affects water security. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 22(11), 5935-5946. <https://doi.org/10.5194/hess-22-5935-2018>
- Eekhout, J. P., Millares-Valenzuela, A., Martínez-Salvador, A., García-Lorenzo, R., Pérez-Cutillas, P., Conesa-García, C., & de Vente, J. (2021). A process-based soil erosion model ensemble to assess model uncertainty in climate-change impact assessments. *Land Degradation & Development*, 32(7), 2409-2422.
- El Garroussi, S., Di Giuseppe, F., Barnard, C., & Wetterhall, F. (2024). Europe faces up to tenfold increase in extreme fires in a warming climate. *npj Climate and Atmospheric Science*, 7(1), 30. <https://doi.org/10.1038/s41612-024-00575-8>
- El-Ramady, H., Prokisch, J., Mansour, H., Bayoumi, Y. A., Shalaby, T. A., Veres, S., & Brevik, E. C. (2024). Review of crop response to soil salinity stress: Possible approaches from leaching to nano-management. *Soil Systems*, 8(1), 11.
- Elvira, N. J., Lloret, F., Jaime, L., Margalef-Marrase, J., Navarro, M. Á. P., & Batllori, E. (2021). Species climatic niche explains post-fire regeneration of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) under compounded effects of fire and drought in east Spain. *Science of The Total Environment*, 798, 149308.
- Encina, L., Rodríguez-Ruiz, A., Orduna, C., Cid, J. R., de Meo, I., & Granado-Lorencio, C. (2024). Impact of invasive European catfish (*Silurus glanis*) on the fish community of Torrejón reservoir (Central Spain) during a 11-year monitoring study. *Biological Invasions*, 26(3), 745-756. <https://doi.org/10.1007/s10530-023-03204-2>
- Esler, K. J., Jacobsen, A. L., & Pratt, R. B. (2018). *The biology of Mediterranean-type ecosystems*. Oxford University Press.
- Estreguil, C., Caudullo, G., De Rigo, D., & San-Miguel-Ayanz, J. (2013). *Forest landscape in Europe: pattern, fragmentation and connectivity* (9279281186). (JRC Scientific and Policy Reports, Issue.
- Estrela-Segrelles, C., Gómez-Martínez, G., & Pérez-Martín, M. Á. (2021). Risk assessment of climate change impacts on Mediterranean coastal wetlands. Application in Júcar River Basin District (Spain). *Science of The Total Environment*, 790, 148032.
- Eugenio, M., & Lloret, F. (2006). Effects of repeated burning on Mediterranean communities of the northeastern Iberian Peninsula. *Journal of Vegetation Science*, 17(6), 755-764.
- European Environmental Agency. (2024). *European Climate Risk Assessment (EUCRA)*. <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/european-climate-risk-assessment>
- FAO and Plan Bleu. (2018). *State of Mediterranean Forests 2018*.

- FAO-GTIS. (2016). *Estado Mundial del Recurso Suelo - Resumen Técnico* (Informe Técnico del Estado Mundial del Recurso Suelo, Issue).
- Fastovich, D., Meyers, S. R., Saupe, E. E., Williams, J. W., Dornelas, M., Dowding, E. M., Finnegan, S., Huang, H.-H. M., Jonkers, L., Kiessling, W., Kocsis, Á. T., Li, Q., Liow, L. H., Na, L., Penny, A. M., Pippenger, K., Renaudie, J., Rillo, M. C., Smith, J., Steinbauer, M. J., Sugawara, M., Tomašových, A., Yasuhara, M., & Hull, P. M. (2025). Coupled, decoupled, and abrupt responses of vegetation to climate across timescales. *Science*, *389*(6755), 64-68. <https://doi.org/doi:10.1126/science.adr6700>
- Fernandes, P. M., Luz, A., & Loureiro, C. (2010). Changes in wildfire severity from maritime pine woodland to contiguous forest types in the mountains of northwestern Portugal. *Forest Ecology and Management*, *260*(5), 883-892. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.008>
- Fernandes, P. M., Rossa, C. G., Madrigal, J., Rigolot, E., Ascoli, D., Hernando, C., Guiomar, N., & Guijarro, M. (2022). Prescribed burning in the European Mediterranean basin. *Global Application of Prescribed Fire*. CRC Press, Boca Raton, Florida, United States, 230-248.
- Fernandes, P. M., Vega, J. A., Jiménez, E., & Rigolot, E. (2008). Fire resistance of European pines. *Forest Ecology and Management*, *256*(3), 246-255. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.04.032>
- Fernandes, P., Colavolpe, M. B., Serrazina, S., & Costa, R. L. (2022). European and American chestnuts: An overview of the main threats and control efforts [Review]. *Frontiers in Plant Science, Volume 13 - 2022*. <https://doi.org/10.3389/fpls.2022.951844>
- Fernandez-de-Mera, I. G., Vicente, J., Naranjo, V., Fierro, Y., Garde, J. J., de la Fuente, J., & Gortazar, C. (2009). Impact of major histocompatibility complex class II polymorphisms on Iberian red deer parasitism and life history traits. *Infection, Genetics and Evolution*, *9*(6), 1232-1239. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.meegid.2009.07.010>
- Fernández-García, V., Fulé, P. Z., Marcos, E., & Calvo, L. (2019). The role of fire frequency and severity on the regeneration of Mediterranean serotinous pines under different environmental conditions. *Forest Ecology and Management*, *444*, 59-68. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.040>
- Fernández-Getino, A. P., & Duarte, A. C. (2015). Soil management guidelines in Spain and Portugal related to EU Soil Protection Strategy based on analysis of soil databases. *CATENA*, *126*, 146-154. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.11.003>
- Fernández-Guisuraga, J. M., & Fernandes, P. M. (2024). Enhanced post-wildfire vegetation recovery in prescribed-burnt Mediterranean shrubland: A regional assessment. *Forest Ecology and Management*, *561*, 121921. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121921>
- Fernandez-López, A., Gómez-González, L. A., & Armas-Fuertes, R. F. (2022). El impacto del cambio climático en los bosques de laurisilva del parque nacional de Garajonay. Medidas de adaptación. *Boletín de la Red de Parques Nacionales*, *67*, 33.
- Fernández-Manjarrés, J. F., Ruiz-Benito, P., Zavala, M. A., Camarero, J. J., Pulido, F., Proença, V., Navarro, L., Sansilvestri, R., Granda, E., Marqués, L., Temunović, M., Bertelsmeier, C., Drobinski, P., Roturier, S., Benito-Garzón, M., Cortazar-Atauri, I. G. d., Simon, L., Dupas, S., Levrel, H., & Sautier, M. (2018). Forest Adaptation to Climate Change along Steep Ecological Gradients: The Case of the Mediterranean-Temperate Transition in South-Western Europe. *Sustainability*, *10*(9), 3065. <https://www.mdpi.com/2071-1050/10/9/3065>
- Fernández-Ondoño, E., Rojo Serrano, L., Jiménez, M. N., Navarro, F. B., Díez, M., Martín, F., Fernández, J., Martínez, F. J., Roca, A., & Aguilar, J. (2010). Afforestation improves soil fertility in south-eastern Spain. *European Journal of Forest Research*, *129*(4), 707-717. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0376-1>
- Fernández-Ondoño, E., Rojo Serrano, L., Jiménez, M., Navarro, F., Díez, M., Martín, F., Fernández, J., Martínez, F., Roca, A., & Aguilar, J. (2010). Afforestation improves soil fertility in south-eastern Spain. *European Journal of Forest Research*, *129*, 707-717.
- Fernández-Palacios, J. M. (2009). Relictualismo en islas oceánicas. El caso de la laurisilva macaronésica.
- Feyen L., C. J. C., Gosling S., Ibarreta D. y Soria A. (editors). (2020). *Climate change impacts and adaptation in Europe. JRC PESETA IV final report. EUR 30180EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg*. <https://doi.org/https://doi.org/10.2760/171121>
- Filoso, S., Bezerra, M. O., Weiss, K. C. B., & Palmer, M. A. (2017). Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. *PLoS One*, *12*(8), e0183210. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183210>
- Flor-Blanco, G., Alcántara-Carrió, J., Jackson, D., Flor, G., & Flores-Soriano, C. (2021). Coastal erosion in NW Spain: Recent patterns under extreme storm wave events. *Geomorphology*, *387*, 107767.
- Franco, M., Úbeda, X., & Pereira, P. (2019). Impact of torrential rainfall and salvage logging on post-wildfire soil properties in NE Iberian Peninsula. *CATENA*, *177*, 210-218. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.02.014>

- Franco, M., Úbeda, X., Tort, J., Panareda, J. M., & Cerdà, A. (2016). The role of forest fire severity on vegetation recovery after 18 years. Implications for forest management of *Quercus suber* L. in Iberian Peninsula. *Global and Planetary Change*, 145, 11-16. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.07.016>
- Freire, J. A., C. Rodrigues, G., & Tomé, M. (2019). Climate Change Impacts on *Pinus pinea* L. Silvicultural System for Cone Production and Ways to Contour Those Impacts: A Review Complemented with Data from Permanent Plots. *Forests*, 10(2), 169. <https://www.mdpi.com/1999-4907/10/2/169>
- Freitas, T. R., Santos, J. A., Paredes, P., & Fraga, H. (2024). Future aridity and drought risk for traditional and super-intensive olive orchards in Portugal. *Climatic Change*, 177(10), 155.
- Gabarrón-Galeote, M. A., Trigalet, S., & Wesemael, B. v. (2015). Soil organic carbon evolution after land abandonment along a precipitation gradient in southern Spain. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 199, 114-123. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.027>
- Galiano, L., Martínez-Vilalta, J., Sabaté, S., & Lloret, F. (2012). Determinants of drought effects on crown condition and their relationship with depletion of carbon reserves in a Mediterranean holm oak forest. *Tree Physiology*, 32(4), 478-489. <https://doi.org/10.1093/treephys/tps025>
- García-Barreda, S., Sangüesa-Barreda, G., Madrigal-González, J., Seijo, F., de Andrés, E. G., & Camarero, J. J. (2021). Reproductive phenology determines the linkages between radial growth, fruit production and climate in four Mediterranean tree species. *Agricultural and Forest Meteorology*, 307, 108493.
- García-Jiménez, R., Palmero-Iniesta, M., & Espelta, J. M. (2017). Contrasting Effects of Fire Severity on the Regeneration of *Pinus halepensis* Mill. and Resprouter Species in Recently Thinned Thickets. *Forests*, 8(3), 55. <https://www.mdpi.com/1999-4907/8/3/55>
- García-Ruiz, J. M. (2010). The effects of land uses on soil erosion in Spain: A review. *Catena*, 81(1), 1-11.
- García-Ruiz, J. M., Nadal-Romero, E., Lana-Renault, N., & Beguería, S. (2013). Erosion in Mediterranean landscapes: Changes and future challenges. *Geomorphology*, 198, 20-36. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2013.05.023>
- García-Valdecasas Ojeda, M., Gámiz-Fortis, S. R., Romero-Jiménez, E., Rosa-Cánovas, J. J., Yeste, P., Castro-Díez, Y., & Esteban-Parra, M. J. (2021). Projected changes in the Iberian Peninsula drought characteristics. *Science of The Total Environment*, 757, 143702. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143702>
- García-Valdés, R., Estrada, A., Early, R., Lehsten, V., & Morin, X. (2020). Climate change impacts on long-term forest productivity might be driven by species turnover rather than by changes in tree growth. *Global Ecology and Biogeography*, 29(8), 1360-1372. <https://doi.org/10.1111/geb.13112>
- García-Valdés, R., Gotelli, N. J., Zavala, M. A., Purves, D. W., & Araújo, M. B. (2015). Effects of climate, species interactions, and dispersal on decadal colonization and extinction rates of Iberian tree species. *Ecological Modelling*, 309-310, 118-127. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.04.003>
- Gaspar, M., Acevedo, P., Arrondo, E., García-Martínez, I., Herrero, J., Pascual-Rico, R., Sánchez-Zapata, J. A., & Anadón, J. D. (2025). The demographic collapse of hunting in the Iberian Peninsula. *People and Nature*, 7(4), 765-776. <https://doi.org/10.1002/pan3.10770>
- Gazol, A., Oliva, J., Valeriano, C., Colangelo, M., & Camarero, J. J. (2022). Mixed Pine Forests in a Hotter and Drier World: The Great Resilience to Drought of Aleppo Pine Benefits It Over Other Coexisting Pine Species [Original Research]. *Frontiers in Forests and Global Change*, Volume 5 - 2022. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2022.899425>
- Giménez-Benavides, L., Escudero, A., García-Camacho, R., García-Fernández, A., Iriondo, J. M., Lara-Romero, C., & Morente-López, J. (2018). How does climate change affect regeneration of Mediterranean high-mountain plants? An integration and synthesis of current knowledge. *Plant Biol (Stuttg)*, 20 Suppl 1, 50-62. <https://doi.org/10.1111/plb.12643>
- Girona-García, A., Vieira, D. C., Silva, J., Fernández, C., Robichaud, P. R., & Keizer, J. J. (2021). Effectiveness of post-fire soil erosion mitigation treatments: A systematic review and meta-analysis. *Earth-Science Reviews*, 217, 103611.
- Gleick, P. H. (2003). Global freshwater resources: soft-path solutions for the 21st century. *Science*, 302(5650), 1524-1528.
- Gomez, D., Forzier, G., Arcadia, M., Dosio, A., Cescatti, A., Barbosa, P., & Feyen, L. (2025). Rising wildfire risks in Europe fuelled by global warming. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-6362322/v1>
- González Díaz, P., Ruiz Benito, P., Astigarraga Urcelay, J., Cruz Alonso, V., Moreno Fernández, D., Herrero Méndez, A., Gosálbez Ruiz, J., & Zavala Gironés, M. A. (2020). *Los bosques españoles como soluciones naturales frente al cambio climático: herramientas de análisis y modelización*. Oficina Española de Cambio Climático, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- González, J. R., Trasobares, A., Palahi, M., & Pukkala, T. (2007). Predicting stand damage and tree survival in burned forests in Catalonia (North-East Spain). *Annals of Forest Science*, 64(7), 733-742.

- González-Díaz, P., Ruiz-Benito, P., Astigarraga, J., Cruz-Alonso, V., Moreno-Fernández, D., Herrero, A., Gosálbez, J., & Zavala, M. (2020). Los bosques españoles como soluciones naturales frente al cambio climático: herramientas de análisis y modelización. *Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid*.
- González-García, V., Fernández-Pascual, E., Font, X., & Jiménez-Alfaro, B. (2024). Forest habitat diversity in the Cantabrian Mixed Forests ecoregion (NW Iberian Peninsula), a climatic refugium in western Europe. *Applied Vegetation Science*, 27(3), e12793. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/avsc.12793>
- González-Muñoz, N., Linares, J., Castro-Díez, P., & Sass-Klaassen, U. (2014). Predicting climate change impacts on native and invasive tree species using radial growth and twenty-first century climate scenarios. *European Journal of Forest Research*, 133, 1073-1086.
- Górriz-Mifsud, E., Ameztegui, A., González, J. R., & Trasobares, A. (2022). Climate-Smart Forestry Case Study: Spain. In L. Hetemäki, J. Kangas, & H. Peltola (Eds.), *Forest Bioeconomy and Climate Change* (pp. 211-228). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-99206-4_13
- Gort-Esteve, A., Carbajal, A., López, M., Manteca, X., Ruiz-Olmo, J., & Riera, J. L. (2024). Faecal cortisol levels in a wild Iberian red deer population are best explained by prior weather conditions. *Journal of Zoology*, 322(4), 375-385. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/jzo.13149>
- Greenwood, S., Ruiz-Benito, P., Martínez-Vilalta, J., Lloret, F., Kitzberger, T., Allen, C. D., Fensham, R., Laughlin, D. C., Kattge, J., Bönisch, G., Kraft, N. J. B., & Jump, A. S. (2017). Tree mortality across biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. *Ecology Letters*, 20(4), 539-553. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ele.12748>
- Grigal, D., & Vance, E. (2000). Influence of soil organic matter on forest productivity. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 30(1/2), 169-205.
- Grilli, E., Carvalho, S. C., Chiti, T., Coppola, E., D'Ascoli, R., La Mantia, T., Marzaioli, R., Mastrocicco, M., Pulido, F., & Rutigliano, F. A. (2021). Critical range of soil organic carbon in southern Europe lands under desertification risk. *Journal of Environmental Management*, 287, 112285.
- Grünig, M., Seidl, R., & Senf, C. (2023). Increasing aridity causes larger and more severe forest fires across Europe. *Global Change Biology*, 29(6), 1648-1659. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.16547>
- Guada, G., Camarero, J. J., Sánchez-Salguero, R., & Cerrillo, R. M. N. (2016). Limited growth recovery after drought-induced forest dieback in very defoliated trees of two pine species. *Frontiers in Plant Science*, 7, 418.
- Gudmundsson, L., Rego, F. C., Rocha, M., & Seneviratne, S. I. (2014). Predicting above normal wildfire activity in southern Europe as a function of meteorological drought. *Environmental Research Letters*, 9(8), 084008.
- Guillemain, M., Pöysä, H., Fox, A. D., Arzel, C., Dessborn, L., Ekroos, J., Gunnarsson, G., Holm, T. E., Christensen, T. K., Lehtikoinen, A., Mitchell, C., Rintala, J., & Møller, A. P. (2013). Effects of climate change on European ducks: what do we know and what do we need to know? *Wildlife Biology*, 19(4), 404-419. <https://doi.org/https://doi.org/10.2981/12-118>
- Hackett-Pain, A. J., Cavin, L., Friend, A. D., & Jump, A. S. (2016). Consistent limitation of growth by high temperature and low precipitation from range core to southern edge of European beech indicates widespread vulnerability to changing climate. *European Journal of Forest Research*, 135(5), 897-909. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0982-7>
- Hall, C. M., Scott, D., & Gössling, S. (2011). Forests, climate change and tourism. *Journal of Heritage Tourism*, 6(4), 353-363.
- Hampe, A., & Petit, R. J. (2005). Conserving biodiversity under climate change: the rear edge matters. *Ecology Letters*, 8(5), 461-467. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00739.x>
- Hamza, M., & Anderson, W. K. (2005). Soil compaction in cropping systems: A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil and Tillage research*, 82(2), 121-145.
- Hanes, T. L. (1971). Succession after Fire in the Chaparral of Southern California. *Ecological Monographs*, 41(1), 27-52. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1942434>
- Hanewinkel, M., Cullmann, D. A., Schelhaas, M.-J., Nabuurs, G.-J., & Zimmermann, N. E. (2013). Climate change may cause severe loss in the economic value of European forest land. *Nature Climate Change*, 3(3), 203-207.
- Harter, D. E. V., Irl, S. D. H., Seo, B., Steinbauer, M. J., Gillespie, R., Triantis, K. A., Fernández-Palacios, J.-M., & Beierkuhnlein, C. (2015). Impacts of global climate change on the floras of oceanic islands – Projections, implications and current knowledge. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(2), 160-183. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.01.003>
- Hartmann, H., Bastos, A., Das, A. J., Esquivel-Muelbert, A., Hammond, W. M., Martínez-Vilalta, J., McDowell, N. G., Powers, J. S., Pugh, T. A., & Ruthrof, K. X. (2022). Climate change risks to global forest health: emergence of unexpected events of elevated tree mortality worldwide. *Annual Review of Plant Biology*, 73(1), 673-702.

- Hernández, L., Sánchez de Dios, R., Montes, F., Sainz-Ollero, H., & Cañellas, I. (2017). Exploring range shifts of contrasting tree species across a bioclimatic transition zone. *European Journal of Forest Research*, 136(3), 481-492. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1047-2>
- Hernández-Lambrano, R. E., Parra, J. L., Román, J. F. C., & Sánchez-Agudo, J. Á. (2024). Less suitable climatic conditions and pests increase tree defoliation in Spanish Iberian Peninsula forests. *Forest Ecology and Management*, 566, 122048. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122048>
- Hernando, D. (2016). Estimate of the (R) USLE rainfall erosivity factor from monthly precipitation data in mainland Spain. *Journal of Iberian Geology*, 42(1), 113-124.
- Herraiz, A. D., Salazar-Zarzosa, P. C., Mesas, F. J., Arenas-Castro, S., Ruiz-Benito, P., & Villar, R. (2023). Modelling aboveground biomass and productivity and the impact of climate change in Mediterranean forests of South Spain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 337, 109498. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109498>
- Herranz, J., J., M.-S. J., Angel, M., & Ferrandis, P. (1997). Postfire regeneration of *Pinus halepensis* Miller in a semi-arid area in Albacete province (southeastern Spain). *Ecoscience*, 4(1), 86-90. <https://doi.org/10.1080/11956860.1997.11682381>
- Herrero, C., Berraondo, I., Bravo, F., Pando, V., Ordóñez, C., Olaizola, J., Martín-Pinto, P., & Oria de Rueda, J. A. (2019). Predicting Mushroom Productivity from Long-Term Field-Data Series in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. Forests in the Context of Climate Change. *Forests*, 10(3), 206. <https://www.mdpi.com/1999-4907/10/3/206>
- Hetzer, J., Forrest, M., Ribalaygua, J., Prado-López, C., & Hickler, T. (2024). The fire weather in Europe: large-scale trends towards higher danger. *Environmental Research Letters*, 19(8), 084017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad5b09>
- Hewitt, G. M. (1999). Post-glacial re-colonization of European biota. *Biological journal of the Linnean Society*, 68(1-2), 87-112.
- Huang, J., Zhang, G., Zhang, Y., Guan, X., Wei, Y., & Guo, R. (2020). Global desertification vulnerability to climate change and human activities. *Land Degradation & Development*, 31(11), 1380-1391. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ldr.3556>
- Hueso-González, P., Martínez-Murillo, J. F., & Ruiz-Sinoga, J. D. (2018). Benefits of adding forestry clearance residues for the soil and vegetation of a Mediterranean mountain forest. *Science of The Total Environment*, 615, 796-804. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.301>
- IPBES. (2017). *Update on the classification of nature's contributions to people by the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services* (IPBES/5/INF/24, Issue. <https://seea.un.org/content/update-classification-nature%E2%80%99s-contributions-people-intergovernmental-science-policy>
- IPCC. (2012). Summary for Policymakers. In C. B. Field, V. Barros, T. F. Stocker, D. Qin, D. J. Dokken, K. L. Ebi, M. D. Mastrandrea, K. J. Mach, G. K. Plattner, S. K. Allen, M. Tignor, & P. M. Midgley (Eds.), *Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation - A Special Report of Working Groups I and II of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 1-19). Cambridge University Press.
- IPCC. (2019). Summary for Policymakers. In P. R. Shukla, J. E. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.-O. Pörtner, D. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, & J. Malley (Eds.), *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* Cambridge University Press. <https://doi.org/doi.org/10.1017/9781009157988.001>
- Jacquet, K., & Prodon, R. (2009). Measuring the postfire resilience of a bird-vegetation system: a 28-year study in a Mediterranean oak woodland. *Oecologia*, 161(4), 801-811. <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1422-x>
- Jain, P., Castellanos-Acuna, D., Coogan, S. C. P., Abatzoglou, J. T., & Flannigan, M. D. (2022). Observed increases in extreme fire weather driven by atmospheric humidity and temperature. *Nature Climate Change*, 12(1), 63-70. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01224-1>
- Jolly, W. M., Cochrane, M. A., Freeborn, P. H., Holden, Z. A., Brown, T. J., Williamson, G. J., & Bowman, D. M. J. S. (2015). Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature Communications*, 6(1), 7537. <https://doi.org/10.1038/ncomms8537>
- Jones, M. W., Abatzoglou, J. T., Veraverbeke, S., Andela, N., Lasslop, G., Forkel, M., Smith, A. J., Burton, C., Betts, R. A., & van der Werf, G. R. (2022). Global and regional trends and drivers of fire under climate change. *Reviews of Geophysics*, 60(3), e2020RG000726.
- Jönsson, A. M., Harding, S., Barring, L., & Ravn, H. P. (2007). Impact of climate change on the population dynamics of *Ips typographus* in southern Sweden. *Agricultural and Forest Meteorology*, 146(1), 70-81. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2007.05.006>

- Jump, A. S., Ruiz-Benito, P., Greenwood, S., Allen, C. D., Kitzberger, T., Fensham, R., Martínez-Vilalta, J., & Lloret, F. (2017). Structural overshoot of tree growth with climate variability and the global spectrum of drought-induced forest dieback. *Global Change Biology*, 23(9), 3742-3757.
- Karavani, A., De Cáceres, M., Martínez de Aragón, J., Bonet, J. A., & de-Miguel, S. (2018). Effect of climatic and soil moisture conditions on mushroom productivity and related ecosystem services in Mediterranean pine stands facing climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, 248, 432-440. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.10.024>
- Kaye, J. P., Romanyà, J., & Vallejo, V. R. (2010). Plant and soil carbon accumulation following fire in Mediterranean woodlands in Spain. *Oecologia*, 164(2), 533-543. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1659-4>
- Keenan, R. J. (2015). Climate change impacts and adaptation in forest management: a review. *Annals of Forest Science*, 72, 145-167.
- Kelly, L. T., & Brotons, L. (2017). Using fire to promote biodiversity. *Science*, 355(6331), 1264-1265. <https://doi.org/doi:10.1126/science.aam7672>
- Kimmell, L. B., Fagan, J. M., & Havrilla, C. A. (2023). Soil restoration increases soil health across global drylands: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 60(9), 1939-1951.
- La Porta, N., P., C., M., T. I., R., K., M., H. A., & and Von Weissenberg, K. (2008). Forest pathogens with higher damage potential due to climate change in Europe. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 30(2), 177-195. <https://doi.org/10.1080/07060661.2008.10540534>
- Lal, R. (2001). Soil degradation by erosion. *Land Degradation & Development*, 12(6), 519-539.
- Lange, M. A. (2020). Climate change in the Mediterranean: Environmental impacts and extreme events. *IEMed Mediterranean Yearbook*, 2020, 224-229.
- Lasanta, T., Nadal-Romero, E., Khorchani, M., & Romero-Díaz, A. (2021). Una revisión sobre las tierras abandonadas en España: de los paisajes locales a las estrategias globales de gestión. *Cuadernos de investigación geográfica: Geographical Research Letters*, 47(2), 477-521.
- Lechuga, V., Carraro, V., Viñepla, B., Carreira, J. A., & Linares, J. C. (2017). Managing drought-sensitive forests under global change. Low competition enhances long-term growth and water uptake in *Abies pinsapo*. *Forest Ecology and Management*, 406, 72-82. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.10.017>
- Lecina-Díaz, J., Álvarez, A., Regos, A., Drapeau, P., Paquette, A., Messier, C., & Retana, J. (2018). The positive carbon stocks–biodiversity relationship in forests: co-occurrence and drivers across five subclimates. *Ecological Applications*, 28(6), 1481-1493.
- Lecina-Díaz, J., Martínez-Vilalta, J., Álvarez, A., Banqué, M., Birkmann, J., Feldmeyer, D., Vayreda, J., & Retana, J. (2021). Characterizing forest vulnerability and risk to climate-change hazards. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 19(2), 126-133. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/fee.2278>
- Lecina-Díaz, J., Martínez-Vilalta, J., Álvarez, A., Vayreda, J., & Retana, J. (2021). Assessing the risk of losing forest ecosystem services due to wildfires. *Ecosystems*, 1-15.
- Leite, C., Oliveira, V., Lauw, A., & Pereira, H. (2019). Cork rings suggest how to manage *Quercus suber* to mitigate the effects of climate changes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 266-267, 12-19. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2018.11.032>
- Leite, C., Oliveira, V., Miranda, I., & Pereira, H. (2020). Cork oak and climate change: Disentangling drought effects on cork chemical composition. *Scientific Reports*, 10(1), 7800. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64650-9>
- Leites, L., & Benito Garzón, M. (2023). Forest tree species adaptation to climate across biomes: Building on the legacy of ecological genetics to anticipate responses to climate change. *Global Change Biology*, 29(17), 4711-4730. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.16711>
- Lemes, P., Barbosa, F. G., Naimi, B., & Araújo, M. B. (2022). Dispersal abilities favor commensalism in animal-plant interactions under climate change. *Science of The Total Environment*, 835, 155157. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155157>
- Liang, J., Crowther, T. W., Picard, N., Wiser, S., Zhou, M., Alberti, G., Schulze, E.-D., McGuire, A. D., Bozzato, F., & Pretzsch, H. (2016). Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science*, 354(6309), aaf8957.
- Liebold, A. M., Brockerhoff, E. G., Kalisz, S., Nuñez, M. A., Wardle, D. A., & Wingfield, M. J. (2017). Biological invasions in forest ecosystems. *Biological Invasions*, 19(11), 3437-3458. <https://doi.org/10.1007/s10530-017-1458-5>
- Linares, C., Carmona, R., Salvador, P., & Díaz, J. (2018). Impact on mortality of biomass combustion from wildfires in Spain: A regional analysis. *Science of The Total Environment*, 622-623, 547-555. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.321>
- Linares, J. C., Senhadji, K., Herrero, A., & Hódar, J. A. (2014). Growth patterns at the southern range edge of Scots pine: Disentangling the effects of drought and defoliation by the pine processionary caterpillar. *Forest Ecology and Management*, 315, 129-137. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.12.029>

- Liski, J., Perruchoud, D., & Karjalainen, T. (2002). Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. *Forest Ecology and Management*, 169(1), 159-175. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00306-7](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00306-7)
- Lloret, F., & García, C. (2016). Inbreeding and neighbouring vegetation drive drought-induced die-off within juniper populations. *Functional Ecology*, 30(10), 1696-1704.
- Lloret, F., Jaime, L. A., Margalef-Marrase, J., Pérez-Navarro, M. A., & Batllori, E. (2022). Short-term forest resilience after drought-induced die-off in Southwestern European forests. *Science of The Total Environment*, 806, 150940.
- López de Heredia, U., Carrión, J. S., Jiménez, P., Collada, C., & Gil, L. (2007). Molecular and palaeoecological evidence for multiple glacial refugia for evergreen oaks on the Iberian Peninsula. *Journal of Biogeography*, 34(9), 1505-1517. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01715.x>
- López-Sánchez, A., Bareth, G., Bolten, A., Rose, L. E., Mansfeldt, T., Sapp, M., & Linstädter, A. (2021). Effects of declining oak vitality on ecosystem multifunctionality: Lessons from a Spanish oak woodland. *Forest Ecology and Management*, 484, 118927. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118927>
- López-Sánchez, C. A., Castedo-Dorado, F., Cámara-Obregón, A., & Barrio-Anta, M. (2021). Distribution of *Eucalyptus globulus* Labill. in northern Spain: Contemporary cover, suitable habitat and potential expansion under climate change. *Forest Ecology and Management*, 481, 118723. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118723>
- López-Tirado, J., & Hidalgo, P. J. (2018). Predicting suitability of forest dynamics to future climatic conditions: the likely dominance of Holm oak [*Quercus ilex* subsp. *ballota* (Desf.) Samp.] and Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.). *Annals of Forest Science*, 75(1), 19. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0702-1>
- Loveland, P., & Webb, J. (2003). Is there a critical level of organic matter in the agricultural soils of temperate regions: a review. *Soil and Tillage research*, 70(1), 1-18.
- Lozano-García, B., Francaviglia, R., Renzi, G., Doro, L., Ledda, L., Benítez, C., González-Rosado, M., & Parras-Alcántara, L. (2020). Land use change effects on soil organic carbon store. An opportunity to soils regeneration in Mediterranean areas: Implications in the 4p1000 notion. *Ecological Indicators*, 119, 106831. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106831>
- Lozano-García, B., Muñoz-Rojas, M., & Parras-Alcántara, L. (2017). Climate and land use changes effects on soil organic carbon stocks in a Mediterranean semi-natural area. *Science of The Total Environment*, 579, 1249-1259. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.111>
- Lucas-Borja, M. E., & Vacchiano, G. (2018). Interactions between climate, growth and seed production in Spanish black pine (*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii*) forests in Cuenca Mountains (Spain). *New Forests*, 49(3), 399-414. <https://doi.org/10.1007/s11056-018-9626-8>
- Lucas-Borja, M. E., Candel-Pérez, D., García Morote, F. A., Onkelinx, T., Tíscar, P. A., & Balandier, P. (2016). *Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii* seedling recruitment is affected by stand basal area, shrub cover and climate interactions. *Annals of Forest Science*, 73(3), 649-656. <https://doi.org/10.1007/s13595-016-0550-9>
- Lucas-Borja, M. E., Candel-Pérez, D., Onkelinx, T., Fule, P. Z., Moya, D., De las Heras, J., & Tíscar, P. A. (2017). Seed Origin and Protection Are Important Factors Affecting Post-Fire Initial Recruitment in Pine Forest Areas. *Forests*, 8(6), 185. <https://www.mdpi.com/1999-4907/8/6/185>
- Lugato, E. (2024). Soil organic carbon losses exacerbated by climate extremes. *Nature Climate Change*, 14(1), 17-18.
- Maestre, F. T., & Cortina, J. (2004). Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest Ecology and Management*, 198(1), 303-317. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.05.040>
- MAGRAMA. (2014). *Diagnóstico del Sector Forestal Español, Análisis y Prospectiva* (Serie Agrinfo Medioambiente, Issue. <https://acrobat.adobe.com/id/urn:aaid:sc:EU:6d436320-4d05-403b-b194-16bb24dbbe53>
- MAPA. (2016). *Guía de Gestión Integrada de Plagas para Quercus*. <https://www.mapa.gob.es/dam/mapa/contenido/agricultura/temas/medios-de-produccion/productos-fitosanitarios/uso-sostenible-de-productos-fitosanitarios/guias-de-gestion-integrada-de-plagas/guiagipquercusweb.pdf>
- MAPA. (2017). *Guía de Gestión Integrada de Plagas para Frondosas*. <https://www.mapa.gob.es/dam/mapa/contenido/agricultura/temas/medios-de-produccion/productos-fitosanitarios/uso-sostenible-de-productos-fitosanitarios/guias-de-gestion-integrada-de-plagas/guiafrondosasweb.pdf>
- MAPA. (2018). *Guía de Gestión Integrada de Plagas para Eucalipto*. <https://www.mapa.gob.es/dam/mapa/contenido/agricultura/temas/medios-de-produccion/productos-fitosanitarios/uso-sostenible-de-productos-fitosanitarios/guias-de-gestion-integrada-de-plagas/guiaeucaliptoweb.pdf>

- MAPA. (2019). *Los incendios forestales en España: Decenio 2006-2015*. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/incendios-forestales/incendios-decenio-2006-2015_tcm30-521617.pdf
- MAPA. (2021). *Guía de Gestión Integrada de Plagas para Coníferas*. https://www.mapa.gob.es/dam/mapa/contenido/agricultura/temas/medios-de-produccion/productos-fitosanitarios/uso-sostenible-de-productos-fitosanitarios/guias-de-gestion-integrada-de-plagas/coniferas_web_metadatos_protegida.pdf
- MAPA. (2024). *Informe anual de indicadores Agricultura, Pesca y Alimentación 2023*. https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/serie-indicadores/indicadores_semestre
- MARM. (2008). *Programa de acción nacional contra la desertificación*. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/desertificacion-restauracion/lucha-contra-la-desertificacion/lch_pand.html
- Martín Vide, J., & Olcina Cantos, J. (2001). *Climas y tiempos de España*. Alianza.
- Martin-Benito, D., Pederson, N., Ferriz, M., & Gea-Izquierdo, G. (2021). Old forests and old carbon: A case study on the stand dynamics and longevity of aboveground carbon. *Science of The Total Environment*, 765, 142737. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142737>
- Martínez, J., Vega-García, C., & Chuvieco, E. (2009). Human-caused wildfire risk rating for prevention planning in Spain. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1241-1252. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.07.005>
- Martínez-Valderrama, J., del Barrio, G., Sanjuán, M. E., Guirado, E., & Maestre, F. T. (2022). Desertification in Spain: A Sound Diagnosis without Solutions and New Scenarios. *Land*, 11(2), 272. <https://www.mdpi.com/2073-445X/11/2/272>
- Martínez-Valderrama, J., Ibáñez, J., Del Barrio, G., Sanjuán, M. E., Alcalá, F. J., Martínez-Vicente, S., Ruiz, A., & Puigdefábregas, J. (2016). Present and future of desertification in Spain: Implementation of a surveillance system to prevent land degradation. *Science of The Total Environment*, 563, 169-178.
- Martín-Rosales, W., Pulido-Bosch, A., Vallejos, Á., Gisbert, J., Andreu, J. M., & Sánchez-Martos, F. (2007). Hydrological implications of desertification in southeastern Spain/Implications hydrologiques de la désertification dans le sud-est de l'Espagne. *Hydrological Sciences Journal/Journal des Sciences Hydrologiques*, 52(6), 1146-1161.
- Martins, A., Marques, G., Borges, O., Portela, E., Lousada, J., Raimundo, F., & Madeira, M. (2011). Management of chestnut plantations for a multifunctional land use under Mediterranean conditions: effects on productivity and sustainability. *Agroforestry Systems*, 81(2), 175-189. <https://doi.org/10.1007/s10457-010-9355-2>
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S. L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M. I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J. B. R., Maycock, T. K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R., & (eds.), B. Z. (2021). *Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Matesanz, S., & Valladares, F. (2014). Ecological and evolutionary responses of Mediterranean plants to global change. *Environmental and Experimental botany*, 103, 53-67.
- Mauri, A., Girardello, M., Strona, G., Beck, P. S., Forzieri, G., Caudullo, G., Manca, F., & Cescatti, A. (2022). EU-Trees4F, a dataset on the future distribution of European tree species. *Scientific data*, 9(1), 37.
- McDowell, N. G., Allen, C. D., Anderson-Teixeira, K., Aukema, B. H., Bond-Lamberty, B., Chini, L., Clark, J. S., Dietze, M., Grossiord, C., Hanbury-Brown, A., Hurtt, G. C., Jackson, R. B., Johnson, D. J., Kueppers, L., Lichstein, J. W., Ogle, K., Poulter, B., Pugh, T. A. M., Seidl, R., Turner, M. G., Uriarte, M., Walker, A. P., & Xu, C. (2020). Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. *Science*, 368(6494), eaaz9463. <https://doi.org/doi:10.1126/science.aaz9463>
- Medail, F., & Quezel, P. (1997). Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 112-127.
- Meier, S., Elliott, R., & Strobl, E. (2023). The regional economic impact of wildfires: Evidence from Southern Europe. *Journal of Environmental Economics and Management*, 118, 102787.
- Michel, A., Haggemüller, K., Kirchner, T., Prescher, A.-K., Schwärzel, K., & Wohlgemuth, L. e. (2024). *Forest Condition in Europe: The 2024 Assessment* (ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Air Convention), Issue. <http://icp-forests.net/page/icp-forests-technical-report>
- Milazzo, F., Fernández, P., Peña, A., & Vanwalleghem, T. (2022). The resilience of soil erosion rates under historical land use change in agroecosystems of Southern Spain. *Science of The Total Environment*, 822, 153672. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153672>
- Millennium Ecosystem Assessment Board. (2005). *Ecosystems and human well-being: desertification synthesis*. World Resources Institute.

- Miralles, I., 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(1), 120-128. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.01.011>
- Mirzabaev, A., Wu, J., Evans, J., García-Oliva, F., Hussein, I. A. G., Iqbal, M. H., Kimutai, J., Knowles, T., Meza, F., & Nedjroaoui, D. (Eds.). (2019). *Desertification*. Cambridge University Press.
- MITECO. (2020). *XII Estudio de Inversión y Empleo en el Sector Forestal Años 2019 Y 2020*. https://libreria.miteco.gob.es/libro/xii-estudio-de-inversion-y-empleo-en-el-sector-forestal_2836/
- MITECO. (2021). *Estrategia Forestal Española horizonte 2050*. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/planificacion-forestal/politica-forestal-en-espana/pfe_estrategia_forestal.html
- MITECO. (2022a). *Estrategia de Gestión Cinegética*. https://www.mapa.gob.es/fr/prensa/20220307_engc_definitivo_tcm36-614256.pdf
- MITECO. (2022b). *Estrategia Nacional de Lucha contra la Desertificación*. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/desertificacion-restauracion/lucha-contra-la-desertificacion/enld.html#:~:text=La%20Estrategia%20nacional%20de%20lucha%20contra%20la,initativas%20relacionadas%20con%20la%20desertificaci%C3%B3n%20en%20Espa%C3%B1a.>
- MITECO. (2022c). *Inventario Nacional de Erosión de Suelos*. <https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/inventario-nacional-erosion-suelos.html>
- MITECO. (2023a). *Inventario Anual de Daños Forestales*. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/redes-europeas-seguimiento-bosques/red_nivel_I_resultados.html
- MITECO. (2023b). *Plan Forestal Español 2022-2032*. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/politica-forestal/planificacion-forestal/politica-forestal-en-espana/pfe_plan_forestal_esp.html
- MITECO. (2024a). *Anuario de Estadística Forestal 2022*. https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/estadisticas/forestal_anuarios_todos.html
- MITECO. (2024b). *Inventario Nacional de Emisiones a la Atmósfera, Serie 1990-2023 (Informe Resumen)*. https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/sistema-espanol-de-inventario-sei/resumen_inventario_ca_ed_2023_tcm30-560390.pdf
- MITECO. (2025). *Avance informativo de incendios forestales del 1 de enero al 31 de diciembre de 2024*. <https://www.miteco.gob.es/content/dam/miteco/es/biodiversidad/temas/incendios-forestales/Avance%20informativo%2031%20de%20diciembre%202024.pdf>
- Modugno, S., Balzter, H., Cole, B., & Borrelli, P. (2016). Mapping regional patterns of large forest fires in Wildland-Urban Interface areas in Europe. *Journal of Environmental Management*, 172, 112-126. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.02.013>
- Molina, J. R., Rodríguez y Silva, F., & Herrera, M. Á. (2017). Economic vulnerability of fire-prone landscapes in protected natural areas: application in a Mediterranean Natural Park. *European Journal of Forest Research*, 136(4), 609-624. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1059-y>
- Molina-Navarro, E., Sánchez-Gómez, A., & Martínez-Pérez, S. (2025). Innovating on Hydrological Modelling Calibration Towards a Realistic Simulation of Climate Change Impacts on Water Resources. *Earth Systems and Environment*, 9(2), 901-918. <https://doi.org/10.1007/s41748-024-00462-5>
- Morán-Ordóñez, A., Duane, A., Gil-Tena, A., De Cáceres, M., Aquilué, N., Guerra, C. A., Geizendorffer, I. R., Fortin, M. J., & Brotons, L. (2020). Future impact of climate extremes in the Mediterranean: Soil erosion projections when fire and extreme rainfall meet. *Land Degradation & Development*, 31(18), 3040-3054.
- Morán-Ordóñez, A., Ramsauer, J., Coll, L., Brotons, L., & Ameztegui, A. (2021). Ecosystem services provision by Mediterranean forests will be compromised above 2°C warming. *Global Change Biology*, 27(18), 4210-4222.
- Moreira, F., Ascoli, D., Safford, H., Adams, M. A., Moreno, J. M., Pereira, J. M., Catry, F. X., Armesto, J., Bond, W., & González, M. E. (2020). Wildfire management in Mediterranean-type regions: paradigm change needed. *Environmental Research Letters*, 15(1), 011001.
- Moreno, J. M., Viedma, O., Zavala, G., & Luna, B. (2011). Landscape variables influencing forest fires in central Spain. *International Journal of Wildland Fire*, 20(5), 678-689.
- Moreno, M. V., Conedera, M., Chuvieco, E., & Pezzatti, G. B. (2014). Fire regime changes and major driving forces in Spain from 1968 to 2010. *Environmental Science & Policy*, 37, 11-22. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.08.005>
- Moreno-Fernández, D., Cañellas, I., Calama, R., Gordo, J., & Sánchez-González, M. (2013). Thinning increases cone production of stone pine (*Pinus pinea* L.) stands in the Northern Plateau (Spain). *Annals of Forest Science*, 70(8), 761-768. <https://doi.org/10.1007/s13595-013-0319-3>

- Morera, A., LeBlanc, H., de Aragón, J. M., Bonet, J. A., & de-Miguel, S. (2024). Analysis of climate change impacts on the biogeographical patterns of species-specific productivity of socioeconomically important edible fungi in Mediterranean forest ecosystems. *Ecological Informatics*, *81*, 102557.
- Morera, A., LeBlanc, H., Martínez de Aragón, J., Bonet, J. A., & de Miguel, S. (2024). Analysis of climate change impacts on the biogeographical patterns of species-specific productivity of socioeconomically important edible fungi in Mediterranean forest ecosystems. *Ecological Informatics*, *81*, 102557. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102557>
- Morgan, R. P. C. (2009). *Soil erosion and conservation*. John Wiley & Sons.
- Mousavi, F., Oteros, J., Shahali, Y., & Carinanos, P. (2024). Impacts of climate change on allergenic pollen production: A systematic review and meta-analysis. *Agricultural and Forest Meteorology*, *349*, 109948. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2024.109948>
- Mutke, S., Gordo, J., & Gil, L. (2005). Variability of Mediterranean Stone pine cone production: Yield loss as response to climate change. *Agricultural and Forest Meteorology*, *132*(3), 263-272. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2005.08.002>
- Nabuurs, G.-J., Lindner, M., Verkerk, P. J., Gunia, K., Deda, P., Michalak, R., & Grassi, G. (2013). First signs of carbon sink saturation in European forest biomass. *Nature Climate Change*, *3*(9), 792-796.
- Natalini, F., Alejano, R., Vázquez-Piqué, J., Cañellas, I., & Gea-Izquierdo, G. (2016). The role of climate change in the widespread mortality of holm oak in open woodlands of Southwestern Spain. *Dendrochronologia*, *38*, 51-60. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.dendro.2016.03.003>
- Navarro-Cerrillo, R. M. (2025). Decaimiento en bosques mediterráneos: desentrañando amenazas y abordando retos para su gestión y conservación. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.*, *51*(1), 21-48.
- Navarro-Cerrillo, R. M., Rodríguez-Vallejo, C., Silveiro, E., Hortal, A., Palacios-Rodríguez, G., Duque-Lazo, J., & Camarero, J. J. (2018). Cumulative Drought Stress Leads to a Loss of Growth Resilience and Explains Higher Mortality in Planted than in Naturally Regenerated *Pinus pinaster* Stands. *Forests*, *9*(6), 358. <https://www.mdpi.com/1999-4907/9/6/358>
- Navarro-Cerrillo, R. M., Ruiz-Gómez, F. J., Camarero, J. J., Castillo, V., Barberá, G. G., Palacios-Rodríguez, G., Navarro, F. B., Blanco, J. A., Imbert, J. B., Cachinero-Vivar, A. M., Molina, A. J., & del Campo, A. D. (2022). Long-Term Carbon Sequestration in Pine Forests under Different Silvicultural and Climatic Regimes in Spain. *Forests*, *13*(3), 450. <https://www.mdpi.com/1999-4907/13/3/450>
- Navarro-Cerrillo, R. M., Sánchez-Salguero, R., Rodríguez, C., Lazo, J. D., Moreno-Rojas, J. M., Palacios-Rodríguez, G., & Camarero, J. J. (2019). Is thinning an alternative when trees could die in response to drought? The case of planted *Pinus nigra* and *P. Sylvestris* stands in southern Spain. *Forest Ecology and Management*, *433*, 313-324.
- Norby, R. J., Warren, J. M., Iversen, C. M., Medlyn, B. E., & McMurtrie, R. E. (2010). CO₂ enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *107*(45), 19368-19373.
- Nunes, M. R., Veum, K. S., Parker, P. A., Holan, S. H., Karlen, D. L., Amsili, J. P., van Es, H. M., Wills, S. A., Seybold, C. A., & Moorman, T. B. (2021). The soil health assessment protocol and evaluation applied to soil organic carbon. *Soil Science Society of America Journal*, *85*(4), 1196-1213.
- Obalum, S. E., Chibuike, G. U., Peth, S., & Ouyang, Y. (2017). Soil organic matter as sole indicator of soil degradation. *Environmental Monitoring and Assessment*, *189*(4), 176. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5881-y>
- Oduor, B. O., Campo-Bescós, M. Á., Lana-Renault, N., & Casali, J. (2023). Effects of climate change on streamflow and nitrate pollution in an agricultural Mediterranean watershed in Northern Spain. *Agricultural Water Management*, *285*, 108378.
- Olaya-Abril, A., Parrás-Alcántara, L., Lozano-García, B., & Obregón-Romero, R. (2017). Soil organic carbon distribution in Mediterranean areas under a climate change scenario via multiple linear regression analysis. *Science of The Total Environment*, *592*, 134-143. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.021>
- Oliveira, G., & Costa, A. (2012). How resilient is *Quercus suber* L. to cork harvesting? A review and identification of knowledge gaps. *Forest Ecology and Management*, *270*, 257-272. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.025>
- Oliveras Menor, I., Prat-Guitart, N., Spadoni, G. L., Hsu, A., Fernandes, P. M., Puig-Gironès, R., Ascoli, D., Bilbao, B. A., Bacciu, V., Brotons, L., Carmenta, R., de-Miguel, S., Gonçalves, L. G., Humphrey, G., Ibarregaray, V., Jones, M. W., Machado, M. S., Millán, A., de Morais Falleiro, R., Mouillot, F., Pinto, C., Pons, P., Regos, A., Senra de Oliveira, M., Harrison, S. P., & Armenteras Pascual, D. (2025). Integrated fire management as an adaptation and mitigation strategy to altered fire regimes. *Communications Earth & Environment*, *6*(1), 202. <https://doi.org/10.1038/s43247-025-02165-9>
- Olsson, L., Barbosa, H., Bhadwal, S., Cowie, A., Delusca, K., Flores-Renteria, D., Hermans, K., Jobbagy, E., Kurz, W., Li, D., Sonwa, D. J., & Stringer, L. (2019). Land Degradation. In P. R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-

- Delmotte, H. O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal-Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, & J. Malley (Eds.), *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* (pp. 345-436). Cambridge University Press.
- Orgambides-García, D., Corell, D., Estrela, M. J., Barberà, M. J., & Miró, J. (2024). Trend Analysis and Spatial Behaviour of the Fire Weather Index in the Mediterranean Iberian Peninsula, 1971–2022. *International Journal of Climatology*, 44(16), 6065–6082. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/joc.8684>
- Ormeño, E., Céspedes, B., Sánchez, I. A., Velasco-García, A., Moreno, J. M., Fernandez, C., & Baldy, V. (2009). The relationship between terpenes and flammability of leaf litter. *Forest Ecology and Management*, 257(2), 471–482. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.09.019>
- Ortego, J., Bonal, R., & Muñoz, A. (2010). Genetic Consequences of Habitat Fragmentation in Long-Lived Tree Species: The Case of the Mediterranean Holm Oak (*Quercus ilex*, L.). *Journal of Heredity*, 101(6), 717–726. <https://doi.org/10.1093/jhered/esq081>
- Ortuño Pérez, S. F., & Martín Fernández, A. J. (2006). Forest externalities, demography and rural development in inland Spain. *Forest Policy and Economics*, 8(2), 109–122. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.forpol.2004.05.007>
- Owuor, S. O., Butterbach-Bahl, K., Guzha, A. C., Rufino, M. C., Pelster, D. E., Díaz-Pinés, E., & Breuer, L. (2016). Groundwater recharge rates and surface runoff response to land use and land cover changes in semi-arid environments. *Ecological Processes*, 5, 1–21.
- Padullés Cubino, J., Vilà-Cabrera, A., & Retana, J. (2024). Tree species abundance changes at the edges of their climatic distribution: An interplay between climate change, plant traits and forest management. *Journal of Ecology*, 112(12), 2785–2797.
- Paillet, Y., Bergés, L., Hjaltén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., De Bruyn, L., Furh, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastiá, M.-T., Schmidt, W., Stantdovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., & Virtanen, R. (2010). Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology*, 24(1), 101–112. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x>
- Palma, J. H. N., Paulo, J. A., Faias, S. P., Garcia-Gonzalo, J., Borges, J. G., & Tomé, M. (2015). Adaptive management and debarking schedule optimization of *Quercus suber* L. stands under climate change: case study in Chamusca, Portugal. *Regional Environmental Change*, 15(8), 1569–1580. <https://doi.org/10.1007/s10113-015-0818-x>
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Phillips, O. L., Houghton, R. A., Fang, J., Kauppi, P. E., Keith, H., Kurz, W. A., Ito, A., & Lewis, S. L. (2024). The enduring world forest carbon sink. *Nature*, 631(8021), 563–569.
- Panagos, P., Ballabio, C., Himics, M., Scarpa, S., Matthews, F., Bogoš, M., Poesen, J., & Borrelli, P. (2021). Projections of soil loss by water erosion in Europe by 2050. *Environmental Science & Policy*, 124, 380–392.
- Panagos, P., Ballabio, C., Meusburger, K., Spinoni, J., Alewell, C., & Borrelli, P. (2017). Towards estimates of future rainfall erosivity in Europe based on REDES and WorldClim datasets. *Journal of Hydrology*, 548, 251–262.
- Pardos, M., Calama, R., Maroschek, M., Rammer, W., & Lexer, M. J. (2015). A model-based analysis of climate change vulnerability of *Pinus pinea* stands under multiobjective management in the Northern Plateau of Spain. *Annals of Forest Science*, 72(8), 1009–1021. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0520-7>
- Parra, G., Guerrero, F., Armengol, J., Brendonck, L., Brucet, S., Finlayson, C. M., Gomes-Barbosa, L., Grillas, P., Jeppesen, E., & Ortega, F. (2021). The future of temporary wetlands in drylands under global change. *Inland Waters*, 11(4), 445–456.
- Paula, S., Arianoutsou, M., Kazanis, D., Tavsanoğlu, Ç., Lloret, F., Buhk, C., Ojeda, F., Luna, B., Moreno, J., & Rodrigo, A. (2009). Fire-related traits for plant species of the Mediterranean Basin: Ecological Archives E090-094. *Ecology*, 90(5), 1420–1420.
- Pausas, J. G. (2015). Bark thickness and fire regime. *Functional Ecology*, 29(3), 315–327.
- Pausas, J. G., Keeley, J. E., & Schwilk, D. W. (2017). Flammability as an ecological and evolutionary driver. *Journal of Ecology*, 105(2), 289–297. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2745.12691>
- Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A., & Vallejo, R. (2008). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin?—A review. *International Journal of Wildland Fire*, 17(6), 713–723.
- Pearson, R. G., & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12(5), 361–371. <https://doi.org/https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>
- Peñuelas, J., & Sardans, J. (2021). Global change and forest disturbances in the Mediterranean basin: Breakthroughs, knowledge gaps, and recommendations. *Forests*, 12(5), 603.

- Peñuelas, J., Fernández-Martínez, M., Vallicrosa, H., Maspons, J., Zuccarini, P., Carnicer, J., Sanders, T. G., Krüger, I., Obersteiner, M., & Janssens, I. A. (2020). Increasing atmospheric CO₂ concentrations correlate with declining nutritional status of European forests. *Communications Biology*, *3*(1), 125.
- Peñuelas, J., Ogaya, R., Boada, M., & S. Jump, A. (2007). Migration, invasion and decline: changes in recruitment and forest structure in a warming-linked shift of European beech forest in Catalonia (NE Spain). *Ecography*, *30*(6), 829-837. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05247.x>
- Peñuelas, J., Sardans, J., Filella, I., Estiarte, M., Llusà, J., Ogaya, R., Carnicer, J., Bartrons, M., Rivas-Ubach, A., & Grau, O. (2017). Impacts of global change on Mediterranean forests and their services. *Forests*, *8*(12), 463.
- Pereira, M., Caramelo, L., Gouveia, C., Gomes-Laranjo, J., & Magalhães, M. (2011). Assessment of weather-related risk on chestnut productivity. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, *11*(10), 2729-2739.
- Perez, S. O., Garcia-Robredo, F., Tellez, E. A., & Belda, C. F. (2013). Effects of the crisis in the resin sector on the demography of rural municipalities in Spain. *Forest systems*, *22*(1), 39-46.
- Pérez-Girón, J. C., Díaz-Varela, E. R., & Álvarez-Álvarez, P. (2022). Climate-driven variations in productivity reveal adaptive strategies in Iberian cork oak agroforestry systems. *Forest Ecosystems*, *9*, 100008. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100008>
- Pérez-Ramos, I. M., Ourcival, J. M., Limousin, J. M., & Rambal, S. (2010). Mast seeding under increasing drought: results from a long-term data set and from a rainfall exclusion experiment. *Ecology*, *91*(10), 3057-3068. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/09-2313.1>
- Pérez-Valera, E., Verdú, M., Navarro-Cano, J., & Goberna, M. (2020). Soil microbiome drives the recovery of ecosystem functions after fire. *Soil Biology and Biochemistry*, *149*, 107948.
- Pescador, D. S., Vayreda, J., Escudero, A., & Lloret, F. (2022). El potencial del Inventario Forestal Nacional para evaluar el estado de conservación de los tipos de Hábitat forestales de Interés Comunitario: nuevos retos para cumplir con las políticas de conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas*, *31*(3), 2384-2384.
- Phillips, M. L., McNellis, B. E., Howell, A., Lauria, C. M., Belnap, J., & Reed, S. C. (2022). Biocrusts mediate a new mechanism for land degradation under a changing climate. *Nature Climate Change*, *12*(1), 71-76.
- Pilli, R., Alkama, R., Cescatti, A., Kurz, W. A., & Grassi, G. (2022). The European forest carbon budget under future climate conditions and current management practices. *Biogeosciences*, *19*(13), 3263-3284. <https://doi.org/10.5194/bg-19-3263-2022>
- Plieninger, T., Hui, C., Gaertner, M., & Huntsinger, L. (2014). The impact of land abandonment on species richness and abundance in the Mediterranean Basin: a meta-analysis. *PLoS One*, *9*(5), e98355.
- Poggi, F., Firmino, A., & Amado, M. (2018). Planning renewable energy in rural areas: Impacts on occupation and land use. *Energy*, *155*, 630-640.
- Pons, J., & Pausas, J. G. (2007). Acorn dispersal estimated by radio-tracking. *Oecologia*, *153*(4), 903-911. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0788-x>
- Prajapati, H. A., Yadav, K., Hanamasagar, Y., Kumar, M. B., Khan, T., Belagalla, N., Thomas, V., Jabeen, A., Gomadhi, G., & Malathi, G. (2024). Impact of climate change on global agriculture: Challenges and adaptation. *Int. J. Environ. Clim. Change*, *14*(4), 372-379.
- Právělie, R., Borrelli, P., Panagos, P., Ballabio, C., Lugato, E., Chappell, A., Miguez-Macho, G., Maggi, F., Peng, J., & Niculiță, M. (2024). A unifying modelling of multiple land degradation pathways in Europe. *Nature Communications*, *15*(1), 3862.
- Pressler, Y., Moore, J. C., & Cotrufo, M. F. (2019). Belowground community responses to fire: meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna. *Oikos*, *128*(3), 309-327. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/oik.05738>
- Prigent, O., Wynn Owen, P., Homrich Hickmann, M., Bryan, K., Caruda Ruiz, A., Huth, J., Bortnowschi, R., Friel, C., Gilson, V., & Roberts, G. (2018). Combating desertification in the EU: A growing threat in need of more action. *Eur. Court. Audit*, *33*, 65.
- Prodon, R. (2021). Birds and the Fire Cycle in a Resilient Mediterranean Forest: Is There Any Baseline? *Forests*, *12*(12), 1644. <https://www.mdpi.com/1999-4907/12/12/1644>
- Pulido-Velazquez, D., Collados-Lara, A. J., Pérez-Sánchez, J., Segura-Méndez, F. J., & Senent-Aparicio, J. (2021). Climate change impacts on the streamflow in Spanish basins monitored under near-natural conditions. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, *38*, 100937. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100937>
- Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., Dawson, W., Essl, F., Foxcroft, L. C., & Genovesi, P. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, *95*(6), 1511-1534.
- Ramírez-Juidias, E., Madueño-Luna, A., Madueño-Luna, J. M., López-Gordillo, M. C., & Leiva-Piedra, J. L. (2023). Applying Remote Sensing Methods to Estimate Alterations in Land Cover Change and Degradation in the Desert Regions of the Southeast Iberian Peninsula. *Remote Sensing*, *15*(16), 3984.

- Ramírez-Valiente, J. A., Santos del Blanco, L., Alía, R., Robledo-Arnuncio, Juan J., & Climent, J. (2022). Adaptation of Mediterranean forest species to climate: Lessons from common garden experiments. *Journal of Ecology*, *110*(5), 1022-1042. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2745.13730>
- Rawls, W., Pachepsky, Y. A., Ritchie, J., Sobecki, T., & Bloodworth, H. (2003). Effect of soil organic carbon on soil water retention. *Geoderma*, *116*(1-2), 61-76.
- Rebollo, P., Moreno-Fernández, D., Cruz-Alonso, V., Gazol, A., Rodríguez-Rey, M., Astigarraga, J., Zavala, M. A., Gómez-Aparicio, L., Andivia, E., Miguel-Romero, S., & Ruiz-Benito, P. (2024). Recent increase in tree damage and mortality and their spatial dependence on drought intensity in Mediterranean forests. *Landscape Ecology*, *39*(3), 38. <https://doi.org/10.1007/s10980-024-01837-9>
- Rego, F. C., Morgan, P., Fernandes, P., Hoffman, C., Castro Rego, F., Morgan, P., Fernandes, P., & Hoffman, C. (2021). Fire Propagation. *Fire Chemistry to Landscape Management*, 115-174.
- Rehm, E. M., Olivas, P., Stroud, J., & Feeley, K. J. (2015). Losing your edge: climate change and the conservation value of range-edge populations. *Ecology and Evolution*, *5*(19), 4315-4326. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ece3.1645>
- Reid, W. V., Mooney, H. A., Cropper, A., Capistrano, D., Carpenter, S. R., Chopra, K., Dasgupta, P., Dietz, T., Duraiappah, A. K., & Hassan, R. (2005). *Ecosystems and human well-being-Synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment*. Island Press.
- Resco de Dios, V., Arteaga, C., Peguero-Pina, J. J., Sancho-Knapik, D., Qin, H., Zveushe, O. K., Sun, W., Williams, D. G., Boer, M. M., Voltas, J., Moreno, J. M., Tissue, D. T., & Gil-Pelegrín, E. (2020). Hydraulic and photosynthetic limitations prevail over root non-structural carbohydrate reserves as drivers of resprouting in two Mediterranean oaks. *Plant, Cell & Environment*, *43*(8), 1944-1957. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/pce.13781>
- Retana, J., María Espelta, J., Habrouk, A., Luis Ordoñez, J., & de Solà-Morales, F. (2002). Regeneration patterns of three Mediterranean pines and forest changes after a large wildfire in northeastern Spain. *Ecoscience*, *9*(1), 89-97.
- Reyer, C., Lasch-Born, P., Suckow, F., Gutsch, M., Murawski, A., & Pilz, T. (2014). Projections of regional changes in forest net primary productivity for different tree species in Europe driven by climate change and carbon dioxide. *Annals of Forest Science*, *71*, 211-225.
- Reynolds, J. F., Smith, D. M. S., Lambin, E. F., Turner, B., Mortimore, M., Batterbury, S. P., Downing, T. E., Dowlatabadi, H., Fernández, R. J., & Herrick, J. E. (2007). Global desertification: building a science for dryland development. *Science*, *316*(5826), 847-851.
- Ribeiro, S., Cerveira, A., Soares, P., & Fonseca, T. (2022). Natural Regeneration of Maritime Pine: A Review of the Influencing Factors and Proposals for Management. *Forests*, *13*(3), 386. <https://www.mdpi.com/1999-4907/13/3/386>
- Robinet, C., Baier, P., Pennerstorfer, J., Schopf, A., & Roques, A. (2007). Modelling the effects of climate change on the potential feeding activity of *Thaumetopoea pityocampa* (Den. & Schiff.) (Lep., Notodontidae) in France. *Global Ecology and Biogeography*, *16*(4), 460-471. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00302.x>
- Roces-Díaz, J. V., Vayreda, J., De Cáceres, M., García-Valdés, R., Banqué-Casanovas, M., Morán-Ordóñez, A., Brotons, L., de-Miguel, S., & Martínez-Vilalta, J. (2021). Temporal changes in Mediterranean forest ecosystem services are driven by stand development, rather than by climate-related disturbances. *Forest Ecology and Management*, *480*, 118623.
- Rodrigo, A., Retana, J., & Picó, F. X. (2004). Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology*, *85*(3), 716-729. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/02-0492>
- Rodrigues do Nascimento, F. (2023). Deserts, Desertification and Environmental Degradation in the World. In *Global Environmental Changes, Desertification and Sustainability* (pp. 49-60). Springer.
- Rodrigues, M., Cunill Camprubí, À., Balaguer-Romano, R., Coco Megía, C. J., Castañares, F., Ruffault, J., Fernandes, P. M., & Resco de Dios, V. (2023). Drivers and implications of the extreme 2022 wildfire season in Southwest Europe. *Science of The Total Environment*, *859*, 160320. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160320>
- Rodrigues, M., de la Riva, J., Domingo, D., Lamelas, T., Ibarra, P., Hoffrén, R., & García-Martín, A. (2024). An empirical assessment of the potential of post-fire recovery of tree-forest communities in Mediterranean environments. *Forest Ecology and Management*, *552*, 121587. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121587>
- Rodrigues, M., Jiménez-Ruano, A., & de la Riva, J. (2020). Fire regime dynamics in mainland Spain. Part 1: Drivers of change. *Science of The Total Environment*, *721*, 135841. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135841>
- Rodrigues, M., Jiménez-Ruano, A., Peña-Angulo, D., & de la Riva, J. (2018). A comprehensive spatial-temporal analysis of driving factors of human-caused wildfires in Spain using Geographically Weighted Logistic Regression.

- Journal of Environmental Management*, 225, 177-192. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.098>
- Rodrigues, M., Trigo, R. M., Vega-García, C., & Cardil, A. (2020). Identifying large fire weather typologies in the Iberian Peninsula. *Agricultural and Forest Meteorology*, 280, 107789.
- Rodríguez de Prado, D., Vázquez Veloso, A., Quian, Y. F., Ruano, I., Bravo, F., & Herrero de Aza, C. (2023). Can mixed forests sequester more CO₂ than pure forests in future climate scenarios? A case study of *Pinus sylvestris* combinations in Spain. *European Journal of Forest Research*, 142(1), 91-105.
- Rodríguez Urbieto, I., García, L. V., Zavala, M. A., & Marañón, T. (2011). Mediterranean pine and oak distribution in southern Spain: Is there a mismatch between regeneration and adult distribution?
- Rodríguez-Berbel, N., Soria, R., Ortega, R., Lucas-Borja, M. E., & Miralles, I. (2022). Agricultural land degradation in Spain. In *Impact of Agriculture on Soil Degradation II: A European Perspective* (pp. 263-297). Springer.
- Rodríguez-García, A., Martín, J. A., López, R., Mutke, S., Pinillos, F., & Gil, L. (2015). Influence of climate variables on resin yield and secretory structures in tapped *Pinus pinaster* Ait. in central Spain. *Agricultural and Forest Meteorology*, 202, 83-93. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.11.023>
- Rodríguez-Puebla, C., Encinas, A. H., Nieto, S., & Garmendia, J. (1998). Spatial and temporal patterns of annual precipitation variability over the Iberian Peninsula. *International Journal of Climatology*, 18(3), 299-316. [https://doi.org/https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0088\(19980315\)18:3<299::AID-JOC247>3.0.CO;2-L](https://doi.org/https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0088(19980315)18:3<299::AID-JOC247>3.0.CO;2-L)
- Rojo Serrano, L., Martínez Ruiz, A., Bravo Llorente, R., Sanabria Donoso, J. J., & Martín Pérez, S. (2022). *Mapa del carbono orgánico del suelo en España: Estimación a partir de los datos del Inventario Nacional de Erosión de Suelos*. M. p. I. T. E. y. e. R. D. (MITECO).
- Romay-Río, M. F., Castedo-Dorado, F., Ayres, M. P., Prado, A. N., & Lombardero, M. J. (2024). Interactions between invasive pests and pathogens in a native chestnut forest. *NeoBiota*, 95, 199-220.
- Rouault, G., Candau, J.-N., Lieutier, F., Nageleisen, L.-M., Martin, J.-C., & Warzée, N. (2006). Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Ann. For. Sci.*, 63(6), 613-624. <https://doi.org/10.1051/forest:2006044>
- Rouhani, A., Ben-Salem, N., D'Oria, M., Silva, R. C. G., Viglione, A., Coptly, N. K., Rode, M., Barry, D. A., Gómez-Hernández, J. J., & Jomaa, S. (2025). Direct impact of climate change on groundwater levels in the Iberian Peninsula. *Science of The Total Environment*, 970, 179009.
- Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P. J., Renard Truong, T., Meyerson, L. A., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P. E., Ikeda, T., & Kavileveetil, S. (2024). Curbing the major and growing threats from invasive alien species is urgent and achievable. *Nature Ecology & Evolution*, 8(7), 1216-1223.
- Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P. E., Ikeda, T., Sankaran, K., & McGeoch, M. A. (2023). *The thematic assessment report on Invasive Alien Species and their control: Summary for policymakers*.
- Royé, D., Tedim, F., Martin-Vide, J., Salis, M., Vendrell, J., Lovreglio, R., Bouillon, C., & Leone, V. (2020). Wildfire burnt area patterns and trends in Western Mediterranean Europe via the application of a concentration index. *Land Degradation & Development*, 31(3), 311-324. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ldr.3450>
- Rubio-Cuadrado, Á., López, R., Rodríguez-Calcerrada, J., & Gil, L. (2021). Stress and tree mortality in Mediterranean pine forests: anthropogenic influences. *Pines and Their Mixed Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*, 141-181.
- Ruffault, J., Curt, T., Moron, V., Trigo, R. M., Mouillot, F., Koutsias, N., Pimont, F., Martin-StPaul, N., Barbero, R., Dupuy, J.-L., Russo, A., & Belhadj-Khedher, C. (2020). Increased likelihood of heat-induced large wildfires in the Mediterranean Basin. *Scientific Reports*, 10(1), 13790. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70069-z>
- Ruiz-Benito, P., Gómez-Aparicio, L., & Zavala, M. A. (2012). Large-scale assessment of regeneration and diversity in Mediterranean planted pine forests along ecological gradients. *Diversity and Distributions*, 18(11), 1092-1106. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2012.00901.x>
- Ruiz-Benito, P., Gómez-Aparicio, L., Paquette, A., Messier, C., Kattge, J., & Zavala, M. A. (2014). Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. *Global Ecology and Biogeography*, 23(3), 311-322.
- Ruiz-Benito, P., Lines, E. R., Gómez-Aparicio, L., Zavala, M. A., & Coomes, D. A. (2013). Patterns and Drivers of Tree Mortality in Iberian Forests: Climatic Effects Are Modified by Competition. *PLoS One*, 8(2), e56843. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0056843>
- Ruiz-Benito, P., Ratcliffe, S., Jump, A. S., Gómez-Aparicio, L., Madrigal-González, J., Wirth, C., Kändler, G., Lehtonen, A., Dahlgren, J., Kattge, J., & Zavala, M. A. (2017). Functional diversity underlies demographic responses to environmental variation in European forests. *Global Ecology and Biogeography*, 26(2), 128-141. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/geb.12515>
- Ruiz-Labourdette, D., Martínez, F., Martín-López, B., Montes, C., & Pineda, F. D. (2011). Equilibrium of vegetation and climate at the European rear edge. A reference for climate change planning in mountainous Mediterranean

- regions. *International Journal of Biometeorology*, 55(3), 285-301. <https://doi.org/10.1007/s00484-010-0334-0>
- Ruiz-Labourdette, D., Nogués-Bravo, D., Ollero, H. S., Schmitz, M. F., & Pineda, F. D. (2012). Forest composition in Mediterranean mountains is projected to shift along the entire elevational gradient under climate change. *Journal of Biogeography*, 39(1), 162-176. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02592.x>
- Ruiz-Peinado, R., Oviedo, J. A. B., Senespleda, E. L., Oviedo, F. B., & del Río Gaztelurrutia, M. (2017). Forest management and carbon sequestration in the Mediterranean region: A review. *Forest Systems*, 26(2), 10.
- Russo, A., Gouveia, C. M., Páscoa, P., DaCamara, C. C., Sousa, P. M., & Trigo, R. M. (2017). Assessing the role of drought events on wildfires in the Iberian Peninsula. *Agricultural and Forest Meteorology*, 237-238, 50-59. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.01.021>
- Sabaté, S., Nadal-Sala, D., & Gracia, C. (2015). Proyecciones sobre la evolución de los balances de carbono y agua para los bosques españoles en el contexto del cambio climático. In *Los Bosques y la Biodiversidad frente al Cambio Climático: Impactos, vulnerabilidad y Adaptación en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, Madrid.
- Sabatini, F. M., Burrascano, S., Keeton, W. S., Levers, C., Lindner, M., Pötzschner, F., Verkerk, P. J., Bauhus, J., Buchwald, E., Chaskovsky, O., Debaive, N., Horváth, F., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Marques Duarte, I., Meyer, P., Midteng, R., Mikac, S., Mikoláš, M., Motta, R., Mozgeris, G., Nunes, L., Panayotov, M., Ódor, P., Ruete, A., Simovski, B., Stillhard, J., Svoboda, M., Szwagrzyk, J., Tikkanen, O.-P., Volosyanchuk, R., Vrska, T., Zlatanov, T., & Kuemmerle, T. (2018). Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions*, 24(10), 1426-1439. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.12778>
- Saco, P., McDonough, K., Rodríguez, J., Rivera-Zayas, J., & Sandi, S. (2021). The role of soils in the regulation of hazards and extreme events. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 376(1834), 20200178.
- Sainz Ollero, H., & Sánchez de Dios, R. (2011). La diversidad de los paisajes españoles. *Memorias R. Soc. Esp. Hist Nat*, 2ª Ép., 9, 109-155.
- Sánchez de Dios, R., DeSoto, L., Cortón, B., & Hernández, L. (2023). The Renaissance of Mixed Forests? New Insights Into Shifts in Tree Dominance and Composition Following Centuries of Human-induced Simplification of Iberian Forests. *Ecosystems*, 26(6), 1159-1172. <https://doi.org/10.1007/s10021-023-00823-7>
- Sánchez González, M., Calama, R., & Bonet, J. A. (2020). Los productos forestales no madereros en España: Del monte a la industria.
- Sánchez-Salguero, R., Navarro-Cerrillo, R. M., Camarero, J. J., & Fernández-Cancio, Á. (2012). Selective drought-induced decline of pine species in southeastern Spain. *Climatic Change*, 113(3), 767-785. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0372-6>
- Sánchez-Salguero, R., Navarro-Cerrillo, R. M., Swetnam, T. W., & Zavala, M. A. (2012). Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management*, 271, 158-169. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.040>
- Santiago, J. M., Alonso, C., García de Jalón, D., Solana-Gutiérrez, J., & Muñoz-Mas, R. (2020). Effects of climate change on the life stages of stream-dwelling brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) at the rear edge of their native distribution range. *Ecohydrology*, 13(7), e2241. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/eco.2241>
- Santini, L., Benítez-López, A., Maiorano, L., Čengić, M., & Huijbregts, M. A. J. (2021). Assessing the reliability of species distribution projections in climate change research. *Diversity and Distributions*, 27(6), 1035-1050. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/ddi.13252>
- Santoni, P., Bartoli, P., Simeoni, A., & Torero, J. (2014). Bulk and particle properties of pine needle fuel beds—influence on combustion. *International Journal of Wildland Fire*, 23(8), 1076-1086.
- Sanz, M. J. y. G., E. (editoras). (2020). Impactos y riesgos derivados del cambio climático en España. Oficina Española de Cambio Climático. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, Madrid. . <https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/recursos/pag-web/impactos-cambio-climatico-espana.html>
- Schueler, S., Falk, W., Koskela, J., Lefèvre, F., Bozzano, M., Hubert, J., Kraigher, H., Longauer, R., & Olrik, D. C. (2014). Vulnerability of dynamic genetic conservation units of forest trees in Europe to climate change. *Global Change Biology*, 20(5), 1498-1511. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.12476>
- Scott, D. F., Curran, M. P., Robichaud, P. R., & Wagenbrenner, J. W. (2009). Soil erosion after forest fire. *Fire effects on soils and restoration strategies*, 177-195.
- Seebens, H., Bacher, S., Blackburn, T. M., Capinha, C., Dawson, W., Dullinger, S., Genovesi, P., Hulme, P. E., Van Kleunen, M., & Kühn, I. (2021). Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. *Global Change Biology*, 27(5), 970-982.
- Segura, C., Jiménez, M. N., Nieto, O., Navarro, F. B., & Fernández-Ondoño, E. (2016). Changes in soil organic carbon over 20years after afforestation in semiarid SE Spain. *Forest Ecology and Management*, 381, 268-278. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.035>

- Selkimäki, M., & González-Olabarria, J. R. (2017). Assessing Gully Erosion Occurrence in Forest Lands in Catalonia (Spain). *Land Degradation & Development*, 28(2), 616-627. <https://doi.org/10.1002/ldr.2533>
- Selkimäki, M., González-Olabarria, J. R., & Pukkala, T. (2012). Site and stand characteristics related to surface erosion occurrence in forests of Catalonia (Spain). *European Journal of Forest Research*, 131(3), 727-738. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0545-x>
- Selkimäki, M., González-Olabarria, J. R., Trasobares, A., & Pukkala, T. (2020). Trade-offs between economic profitability, erosion risk mitigation and biodiversity in the management of uneven-aged *Abies alba* Mill. stands. *Annals of Forest Science*, 77(1), 12. <https://doi.org/10.1007/s13595-019-0914-z>
- Senande-Rivera, M., Insua-Costa, D., & Miguez-Macho, G. (2025). Climate change aggravated wildfire behaviour in the Iberian Peninsula in recent years. *npj Climate and Atmospheric Science*, 8(1), 19. <https://doi.org/10.1038/s41612-025-00906-3>
- Senent-Aparicio, J., Liu, S., Pérez-Sánchez, J., López-Ballesteros, A., & Jimeno-Sáez, P. (2018). Assessing Impacts of Climate Variability and Reforestation Activities on Water Resources in the Headwaters of the Segura River Basin (SE Spain). *Sustainability*, 10(9), 3277. <https://www.mdpi.com/2071-1050/10/9/3277>
- Senent-Aparicio, J., López-Ballesteros, A., Cabezas, F., Pérez-Sánchez, J., & Molina-Navarro, E. (2021). A modelling approach to forecast the effect of climate change on the Tagus-Segura interbasin water transfer. *Water Resources Management*, 35, 3791-3808.
- Seneviratne, S. I., Zhang, X., Adnan, M., Badi, W., Dereczynski, C., Luca, A. D., Ghosh, S., Iskandar, I., Kossin, J., & Lewis, S. (2021). Weather and climate extreme events in a changing climate. In V. P. Masson-Delmotte, A. Zhai, S. L. Pirani, & C. Connors (Eds.), *Climate Change 2021: The Physical Science Basis: Working Group I contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 1513-1766). Cambridge University Press.
- Serra-Varela, M. J., Alía, R., Pórtoles, J., Gonzalo, J., Soliño, M., Grivet, D., & Raposo, R. (2017). Incorporating exposure to pitch canker disease to support management decisions of *Pinus pinaster* Ait. in the face of climate change. *PLoS One*, 12(2), e0171549. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171549>
- Sicard, M., Granados-Muñoz, M. J., Alados-Arboledas, L., Barragán, R., Bedoya-Velásquez, A. E., Benavent-Oltra, J. A., Bortoli, D., Comerón, A., Córdoba-Jabonero, C., & Costa, M. J. (2019). Ground/space, passive/active remote sensing observations coupled with particle dispersion modelling to understand the inter-continental transport of wildfire smoke plumes. *Remote Sensing of Environment*, 232, 111294.
- Soultan, A., Pavón-Jordán, D., Bradter, U., Sandercock, B., Hochachka, W., Johnston, A., Brommer, J., Gaget, E., Keller, V., Knaus, P., Aghababayan, K., Maxhuni, Q., Vintchevski, A., Nagy, K., Raudonikis, L., Balmer, D., Noble, D., Leitão, D., Øien, I., & Pärt, T. (2022). The future distribution of wetland birds breeding in Europe validated against observed changes in distribution. *Environmental Research Letters*, 17. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4ebe>
- Sousa, P. M., Trigo, R. M., Pereira, M. G., Bedia, J., & Gutiérrez, J. M. (2015). Different approaches to model future burnt area in the Iberian Peninsula. *Agricultural and Forest Meteorology*, 202, 11-25. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.11.018>
- Stenseth, N. C., & Mysterud, A. (2002). Climate, changing phenology, and other life history traits: Nonlinearity and match-mismatch to the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99(21), 13379-13381. <https://doi.org/10.1073/pnas.212519399>
- Tablado, Z., & Revilla, E. (2012). Contrasting effects of climate change on rabbit populations through reproduction. *PLoS One*, 7(11), e48988.
- Taheri, S., Naimi, B., Rahbek, C., & Araújo, M. B. (2021). Improvements in reports of species redistribution under climate change are required. *Science Advances*, 7(15), eabe1110. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1110>
- Tapias, R., Climent, J., Pardos, J. A., & Gil, L. (2004). Life histories of Mediterranean pines. *Plant Ecology*, 171, 53-68.
- Tariq, A., Sardans, J., Zeng, F., Graciano, C., Hughes, A. C., Farré-Armengol, G., & Peñuelas, J. (2024). Impact of aridity rise and arid lands expansion on carbon-storing capacity, biodiversity loss, and ecosystem services. *Global Change Biology*, 30(4), e17292.
- Taye, F. A., Folkersen, M. V., Fleming, C. M., Buckwell, A., Mackey, B., Diwakar, K. C., Le, D., Hasan, S., & Ange, C. S. (2021). The economic values of global forest ecosystem services: A meta-analysis. *Ecological Economics*, 189, 107145. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107145>
- Thomas, P., & Büntgen, U. (2019). A risk assessment of Europe's black truffle sector under predicted climate change. *Science of The Total Environment*, 655, 27-34. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.252>
- Tiberi, R., Branco, M., Bracalini, M., Croci, F., & Panzavolta, T. (2016). Cork oak pests: a review of insect damage and management. *Annals of Forest Science*, 73(2), 219-232. <https://doi.org/10.1007/s13595-015-0534-1>

- Tijerín-Triviño, J., Lines, E. R., Zavala, M. A., García, M., Astigarraga, J., Cruz-Alonso, V., Dahlgren, J., & Ruiz-Benito, P. (2025). Forest Productivity Decreases in Response to Recent Changes in Vegetation Structure and Climate in the Latitudinal Extremes of the European Continent. *Global Ecology and Biogeography*, 34(2), e70011.
- Tíscar, P. A., & Lucas-Borja, M. E. (2016). Structure of old-growth and managed stands and growth of old trees in a Mediterranean *Pinus nigra* forest in southern Spain. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 89(2), 201-207. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpw002>
- Torres, I., Pérez, B., Quesada, J., Viedma, O., & Moreno, J. M. (2016). Forest shifts induced by fire and management legacies in a *Pinus pinaster* woodland. *Forest Ecology and Management*, 361, 309-317. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.11.027>
- Torres-Vázquez, M. Á., Di Giuseppe, F., Moreno-Torreira, A., Gincheva, A., Jerez, S., & Turco, M. (2025). Large increase in extreme fire weather synchronicity over Europe. *Environmental Research Letters*, 20(2), 024045. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ada8c2>
- Trumbore, S., Brando, P., & Hartmann, H. (2015). Forest health and global change. *Science*, 349(6250), 814-818. <https://doi.org/doi:10.1126/science.aac6759>
- Turco, M., Rosa-Cánovas, J. J., Bedia, J., Jerez, S., Montávez, J. P., Llasat, M. C., & Provenzale, A. (2018). Exacerbated fires in Mediterranean Europe due to anthropogenic warming projected with non-stationary climate-fire models. *Nature Communications*, 9(1), 3821. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-06358-z>
- Turiel-Santos, S., Calvo, L., Martín Pinto, P., & Taboada, A. (2024). Large wildfires alter the potential capacity of fire-prone Mediterranean pine forests to provide wild edible mushrooms over the long term. *Trees, Forests and People*, 18, 100658. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100658>
- UNCCD. (2017). *Global Land Outlook*. <https://www.unccd.int/resources/global-land-outlook/overview>
- UNDRR. (2022). *Technical Guidance on Comprehensive Risk Assessment and Planning in the Context of Climate Change*. <https://www.undrr.org/publication/technical-guidance-comprehensive-risk-assessment-and-planning-context-climate-change>
- Urbieto, I. R., Franquesa, M., Viedma, O., & Moreno, J. M. (2019). Fire activity and burned forest lands decreased during the last three decades in Spain. *Annals of Forest Science*, 76, 1-13.
- Urbieto, I. R., Zavala, G., Bedia, J., Gutiérrez, J. M., San Miguel-Ayanz, J., Camia, A., Keeley, J. E., & Moreno, J. M. (2015). Fire activity as a function of fire-weather seasonal severity and antecedent climate across spatial scales in southern Europe and Pacific western USA. *Environmental Research Letters*, 10(11), 114013.
- Vadell Guiral, E., Miguel Magaña, S. d., & Pemán García, J. (2019). La repoblación forestal en España: las especies utilizadas desde 1877 a partir de las cartografías forestales.
- 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. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.017>
- Vadell, E., Pemán, J., Verkerk, P. J., Erdozain, M., & de-Miguel, S. (2022). Forest management practices in Spain: Understanding past trends to better face future challenges. *Forest Ecology and Management*, 524, 120526. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120526>
- Vähätalo, A. V., Rainio, K., Lehikoinen, A., & Lehikoinen, E. (2004). Spring arrival of birds depends on the North Atlantic Oscillation. *Journal of Avian Biology*, 35(3), 210-216. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.0908-8857.2004.03199.x>
- Valbuena-Carabaña, M., de Heredia, U. L., Fuentes-Utrilla, P., González-Doncel, I., & Gil, L. (2010). Historical and recent changes in the Spanish forests: A socio-economic process. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 162(3), 492-506. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.revpalbo.2009.11.003>
- Valette, J.-C. (1990). Inflammabilités des espèces forestières méditerranéennes. Conséquences sur la combustibilité des formations forestières. *Revue forestière française*, 42(Spécial), 76-92.
- Van Oost, K., Quine, T., Govers, G., De Gryze, S., Six, J., Harden, J., Ritchie, J., McCarty, G., Heckrath, G., & Kosmas, C. (2007). The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science*, 318(5850), 626-629.
- Vayreda, J., Gracia, M., Martínez-Vilalta, J., Canadell, J., & Retana, J. (2015). Vulnerabilidad de los bosques españoles al cambio global: efectos sobre el stock y la capacidad de sumidero de carbono. *Impactos, vulnerabilidad y adaptación de los bosques y la biodiversidad en España frente al cambio climático*. Madrid: MAGRAMA.
- Vayreda, J., Martínez-Vilalta, J., Gracia, M., & Retana, J. (2012). Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology*, 18(3), 1028-1041. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02606.x>
- Vázquez, A., & Moreno, J. M. (1998). Patterns of lightning-, and people-caused fires in peninsular Spain. *International Journal of Wildland Fire*, 8(2), 103-115.
- Vázquez-González, C., Sampedro, L., López-Goldar, X., & Zas, R. (2021). Genetic and ecological basis of resistance to herbivorous insects in Mediterranean pines. In G. Ne'eman & Y. Osem (Eds.), *Pines and Their Mixed Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin* (pp. 199-233). Springer International Publishing.

- Vecín-Arias, D., Castedo-Dorado, F., Ordóñez, C., & Rodríguez-Pérez, J. R. (2016). Biophysical and lightning characteristics drive lightning-induced fire occurrence in the central plateau of the Iberian Peninsula. *Agricultural and Forest Meteorology*, 225, 36-47. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2016.05.003>
- Velázquez, E., Martínez-Jaraíz, C., Wheeler, C., Mitchard, E. T., & Bravo, F. (2022). Forest expansion in abandoned agricultural lands has limited effect to offset carbon emissions from Central-North Spain. *Regional Environmental Change*, 22(4), 132.
- Venäläinen, A., Korhonen, N., Hyvärinen, O., Koutsias, N., Xystrakis, F., Urbieto, I. R., & Moreno, J. M. (2014). Temporal variations and change in forest fire danger in Europe for 1960–2012. *Nat. Hazards Earth Syst. Sci.*, 14(6), 1477-1490. <https://doi.org/10.5194/nhess-14-1477-2014>
- Versini, P. A., Velasco, M., Cabello, A., & Sempere-Torres, D. (2013). Hydrological impact of forest fires and climate change in a Mediterranean basin. *Natural Hazards*, 66(2), 609-628. <https://doi.org/10.1007/s11069-012-0503-z>
- Vessella, F., López-Tirado, J., Simeone, M. C., Schirone, B., & Hidalgo, P. J. (2017). A tree species range in the face of climate change: cork oak as a study case for the Mediterranean biome. *European Journal of Forest Research*, 136(3), 555-569. <https://doi.org/10.1007/s10342-017-1055-2>
- Vicente, J., Höfle, U., Fernández-De-Mera, I. G., & Gortazar, C. (2007). The importance of parasite life history and host density in predicting the impact of infections in red deer. *Oecologia*, 152(4), 655-664. <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0690-6>
- Vicente-Serrano, S. M., Trambly, Y., Reig, F., González-Hidalgo, J. C., Beguería, S., Brunetti, M., Kalin, K. C., Patalen, L., Kržič, A., & Lionello, P. (2025). High temporal variability not trend dominates Mediterranean precipitation. *Nature*, 639(8055), 658-666.
- Vicente-Serrano, S. M., Trambly, Y., Reig, F., González-Hidalgo, J. C., Beguería, S., Brunetti, M., Kalin, K. C., Patalen, L., Kržič, A., Lionello, P., Lima, M. M., Trigo, R. M., El-Kenawy, A. M., Eddenjal, A., Türkes, M., Koutroulis, A., Manara, V., Maugeri, M., Badi, W., Mathbout, S., Bertalaní, R., Bocheva, L., Dabanli, I., Dumitrescu, A., Dubuisson, B., Sahabi-Abed, S., Abdulla, F., Fayad, A., Hodzic, S., Ivanov, M., Radevski, I., Peña-Angulo, D., Lorenzo-Lacruz, J., Domínguez-Castro, F., Gimeno-Sotelo, L., García-Herrera, R., Franquesa, M., Halifa-Marín, A., Adell-Michavila, M., Noguera, I., Barriopedro, D., Garrido-Perez, J. M., Azorin-Molina, C., Andres-Martin, M., Gimeno, L., Nieto, R., Llasat, M. C., Markonis, Y., Selmi, R., Ben Rached, S., Radovanović, S., Soubeyroux, J.-M., Ribes, A., Saidi, M. E., Bataineh, S., El Khalki, E. M., Robaa, S., Boucetta, A., Alsafadi, K., Mamassis, N., Mohammed, S., Fernández-Duque, B., Cheval, S., Moutia, S., Stevkov, A., Stevkova, S., Luna, M. Y., & Potopová, V. (2025). High temporal variability not trend dominates Mediterranean precipitation. *Nature*, 639(8055), 658-666. <https://doi.org/10.1038/s41586-024-08576-6>
- Viedma, O., & Moreno Rodríguez, J. M. (2025). Impact of LiDAR pulse density on forest fuels metrics derived using LadderFuelsR.
- Viedma, O., Angeler, D. G., & Moreno, J. M. (2009). Landscape structural features control fire size in a Mediterranean forested area of central Spain. *International Journal of Wildland Fire*, 18(5), 575-583. <https://doi.org/https://doi.org/10.1071/WF08030>
- Viedma, O., Chico, F., Fernández, J. J., Madrigal, C., Safford, H. D., & Moreno, J. M. (2020). Disentangling the role of prefire vegetation vs. burning conditions on fire severity in a large forest fire in SE Spain. *Remote Sensing of Environment*, 247, 111891. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111891>
- Viedma, O., Quesada, J., Torres, I., De Santis, A., & Moreno, J. M. (2015). Fire Severity in a Large Fire in a Pinus pinaster Forest is Highly Predictable from Burning Conditions, Stand Structure, and Topography. *Ecosystems*, 18(2), 237-250. <https://doi.org/10.1007/s10021-014-9824-y>
- Viedma, O., Urbieto, I. R., & Moreno, J. M. (2018). Wildfires and the role of their drivers are changing over time in a large rural area of west-central Spain. *Scientific Reports*, 8(1), 17797. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-36134-4>
- Vilà, M., Vayreda, J., Comas, L., Ibáñez, J. J., Mata, T., & Obón, B. (2007). Species richness and wood production: a positive association in Mediterranean forests. *Ecology Letters*, 10(3), 241-250. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01016.x>
- Walter, H., & Breckle, S. W. (2013). *Ecological Systems of the Geobiosphere: Ecological principles in global perspective* (Vol. 3). Springer Science & Business Media.
- Wang, S., Zhang, Y., Ju, W., Chen, J. M., Ciais, P., Cescatti, A., Sardans, J., Janssens, I.A., Wu, M., Berry, J.A., Campbell, E., Fernández-Martínez, M., Alkama, R., Sitch, S., Friedlingstein, P., Smith, W.K., Yuan, W., He, W., Lombardozi, D., Kautz, M., Zhu, D., Lienert, S., Kato, E., Poulter, B., Sanders, T.G.M., Krüger, I., Wang, R., Zeng, N., Tian, H., Vuichard, N., Jain, A.K., Wiltshire, A., Haverd, V., Goll, D.S. & Peñuelas, J. (2020). Recent global decline of CO2 fertilization effects on vegetation photosynthesis. *Science*, 370(6522), 1295-1300. <https://doi.org/10.1126/science.abb7772>

- Xiong, M., Sun, R., & Chen, L. (2019). A global comparison of soil erosion associated with land use and climate type. *Geoderma*, 343, 31-39. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.02.013>
- Yigini, Y., & Panagos, P. (2016). Assessment of soil organic carbon stocks under future climate and land cover changes in Europe. *Science of The Total Environment*, 557, 838-850.
- Zabaleta, A., Meaurio, M., Ruiz, E., & Antigüedad, I. (2014). Simulation Climate Change Impact on Runoff and Sediment Yield in a Small Watershed in the Basque Country, Northern Spain. *Journal of Environmental Quality*, 43(1), 235-245. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq2012.0209>
- Zambon, I., Cerdà, A., Cudlin, P., Serra, P., Pili, S., & Salvati, L. (2019). Road Network and the Spatial Distribution of Wildfires in the Valencian Community (1993–2015). *Agriculture*, 9(5), 100. <https://www.mdpi.com/2077-0472/9/5/100>
- Zhang, M., Liu, N., Harper, R., Li, Q., Liu, K., Wei, X., Ning, D., Hou, Y., & Liu, S. (2017). A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. *Journal of Hydrology*, 546, 44-59. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.12.040>
- Zheng, C., Li, Y., Wang, X., Wang, L., Duan, Y., Chen, Y., & Lu, J. (2024). Desertification indirectly affects soil fauna by reducing complexity of soil habitats and diversity of energy sources. *Science of The Total Environment*, 954, 176509.
- Zuazo, V. c. H. D., & Pleguezuelo, C. R. o. R. (2009). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: a review. *Sustainable agriculture*, 785-811.