

LOS BOSQUES ESPAÑOLES COMO SOLUCIONES NATURALES FRENTE AL CAMBIO CLIMÁTICO: HERRAMIENTAS DE ANÁLISIS Y MODELIZACIÓN



Manual para la estimación del efecto sumidero
de los bosques españoles y su aplicación
a la planificación ambiental

2020



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
CUARTA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Los bosques españoles como soluciones naturales frente al cambio climático: herramientas de análisis y modelización

Manual para la estimación del efecto sumidero de los bosques españoles y su aplicación a la planificación ambiental

Coordinadores UAH

Miguel Ángel de Zavala Gironés

Paloma Ruiz Benito

Coordinadores MITECO

Jorge Gosálbez Ruiz

Gregorio Chamorro García

Autores

Patricia González Díaz

Paloma Ruiz Benito

Julen Astigarraga Urcelay

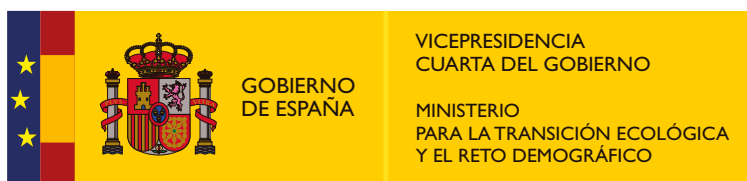
Verónica Cruz Alonso

Daniel Moreno Fernández

Asier Herrero Méndez

Jorge Gosálbez Ruiz

Miguel Ángel de Zavala Gironés



Madrid 2020



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

Coordinadores UAH: Miguel Ángel de Zavala Gironés, Paloma Ruiz Benito.

Coordinadores MITECO: Jorge Gosálbez Ruiz, Gregorio Chamorro García.

Autores: Patricia González Díaz, Paloma Ruiz Benito, Julen Astigarraga Urcelay, Verónica Cruz Alonso, Daniel Moreno Fernández, Asier Herrero Méndez, Jorge Gosálbez Ruiz, Miguel Ángel de Zavala Gironés.

Fecha: mayo 2020.

Este informe debe citarse de la siguiente manera:

Patricia González Díaz, Paloma Ruiz Benito, Julen Astigarraga Urcelay, Verónica Cruz Alonso, Daniel Moreno Fernández, Asier Herrero Méndez, Jorge Gosálbez Ruiz, Miguel Ángel de Zavala Gironés, 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.

Las opiniones que se expresan en este informe son responsabilidad de los autores y no necesariamente del MITECO o su personal.



MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO

Edita

© Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO)
Madrid 2020.

www.miteco.gob.es
Plaza de San Juan de la Cruz s/n
28003 Madrid.
ESPAÑA

NIPO: 665-20-079-2
ISBN: 978-84-18508-38-7

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado: <https://cpage.mpr.gob.es>

AFILIACIONES DE LOS PARTICIPANTES

Miguel Ángel de Zavala Gironés (*Autor para la correspondencia*)

Grupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, 28802, Alcalá de Henares, España.

E-mail: ma.zavala@uah.es

Instituto Franklin, Universidad de Alcalá, Calle Trinidad 1, 28801, Alcalá de Henares, España.

Paloma Ruiz Benito

Grupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, 28802, Alcalá de Henares, España.

Grupo de Investigación en Teledetección Espacial, Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá, Calle Colegios 2, 28801, Alcalá de Henares, España.

Gregorio Chamorro García

Subdirección General de Política Forestal y Lucha contra la Desertificación. Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación. Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. Gran Vía de San Francisco, 4, 28005, Madrid, España.

Jorge Gosálbez Ruiz

Subdirección General de Política Forestal y Lucha contra la Desertificación.

Dirección General de Biodiversidad, Bosques y Desertificación. Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. Gran Vía de San Francisco, 4, 28005, Madrid, España.

Patricia González Díaz

Grupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, 28802, Alcalá de Henares, España.

Julen Astigarraga Urcelay

Grupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, 28802, Alcalá de Henares, España.

Verónica Cruz Alonso

Graduate School of Design, Harvard University, Cambridge, Estados Unidos.

Grupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, 28802, Alcalá de Henares, España.

Daniel Moreno Fernández

Grupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, 28802, Alcalá de Henares, España.

Asier Herrero Méndez

Grupo de Investigación Fisioclima CO₂, Departamento de Biología Vegetal y Ecología, Universidad del País Vasco, Facultad de Farmacia, Paseo de la Universidad 7, 01006, Vitoria-Gasteiz, Álava, España.

Grupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, 28802, Alcalá de Henares, España.

ÍNDICE GENERAL

AFILIACIONES DE LOS PARTICIPANTES.....	3
AGRADECIMIENTOS.....	7
ANTECEDENTES Y OBJETIVOS	9
GLOSARIO	13
ACRÓNIMOS	14
1. LOS BOSQUES ESPAÑOLES COMO SOLUCIONES NATURALES	17
1.1. La función sumidero de los bosques	17
1.2. Los bosques y el cambio climático: soluciones basadas en la naturaleza	20
1.3. Marco legislativo en relación con el papel de los bosques en la mitigación	25
2. EL ESTADO ACTUAL DE LOS BOSQUES ESPAÑOLES CARACTERIZADOS CON EL INVENTARIO FORESTAL NACIONAL Y FUENTES COMPLEMENTARIAS.....	31
2.1. Composición y diversidad de especies forestales y determinantes abióticos.....	31
2.2. Estructura y dinámica reciente: tendencias demográficas.....	39
2.3. Los bosques españoles ante el cambio global	43
3. CARACTERIZACIÓN DE LOS BOSQUES ESPAÑOLES MEDIANTE EL INVENTARIO FORESTAL NACIONAL.....	51
3.1. Fuentes de datos para la cuantificación del efecto sumidero de los bosques.....	51
3.2. Estimación del almacenamiento de carbono arbóreo y productividad forestal	53

3.2.1. Descripción del Inventario Forestal Nacional Español.....	54
3.2.2. Caracterización de la estructura forestal.....	58
3.2.3. Caracterización de la composición y la diversidad de especies forestales.....	60
3.2.4. Cálculo del almacenamiento y el secuestro de carbono	62
3.2.5. La captura de carbono en los árboles vivos	62
3.2.6. Cálculo de los componentes de la producción forestal: regeneración, reclutamiento, crecimiento y mortalidad.....	64
3.2.7. Control de errores en la estimación de almacenamiento y productividad de carbono....	68
3.3. Uso de observaciones auxiliares	68
4. MODELIZACIÓN DEL ALMACENAMIENTO DE CARBONO Y PRODUCTIVIDAD FORESTAL....	73
4.1. Introducción a las técnicas de modelización utilizadas.....	73
4.2. Modelos empíricos de productividad y parámetros poblacionales básicos.....	75
4.2.1. Variables explicativas del carbono almacenado y la productividad forestal.....	75
4.2.2. Almacenamiento y productividad de carbono: componentes y su modelización	77
4.3. Modelos empíricos de distribución de especies	79
5. ESTIMACIÓN DE LA FUNCIÓN DE SOPORTE DE LOS BOSQUES ESPAÑOLES: APLICACIÓN A DIFERENTES ESCALAS	83
5.1. Caso 1. Cuantificación de la función de soporte a nivel de rodal: almacenamiento y productividad de carbono de las principales especies forestales.....	84
5.2. Caso 2. Extrapolación espacial de la función de soporte: de la escala de rodal y monte a escala regional.....	89
5.3. Caso 3. Análisis de los factores principales que determinan el secuestro de carbono	91
5.4. Caso 4. Vulnerabilidad de las principales especies forestales frente al cambio climático	93
5.5. Caso 5. Valoración del capital natural: integración de un sistema multicriterio de apoyo a la toma de decisiones.....	97
6. CONSIDERACIONES: LIMITACIONES Y PERSPECTIVAS FUTURAS.....	105
REFERENCIAS	109
APÉNDICES	133
Apéndice S1. Información adicional del Inventario Forestal Nacional.....	133
Apéndice S2. Información adicional de las ecuaciones alométricas para la fracción arbórea.....	139
Apéndice S3. Descripción de bases de datos que pueden relacionarse con el IFN.....	140
Apéndice S4. Información adicional de las variables ponderables relacionadas con el riesgo	140

AGRADECIMIENTOS

Este libro ha sido el resultado del contrato menor de servicio núm. 2018/0000007 “*Desarrollo matemático de las fórmulas de ponderación y algoritmos del modelo multifactorial para valorar los pagos por los servicios de los ecosistemas forestales españoles*” de la Dirección General de Desarrollo Rural, Innovación y Política Forestal adjudicado a la Universidad de Alcalá.

Los siguientes proyectos han contribuido igualmente a financiar partes de este estudio: (i) “*Data Driven Models of Forest Drought Vulnerability and Resilience across spatial and temporal Scales: Application to the Spanish Climate Change Adaptation Strategy*” (DARE) del Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades correspondiente a la convocatoria 2018 de Proyectos I+D+i - Retos Investigación (RTI2018-096884-B-C32), (ii) “*Restauración Ecológica en la Comunidad de Madrid: avanzando hacia la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible*” (REMEDINAL-4) financiada por la Comunidad de Madrid (TE-CM S2018/EMT-4338), y (iii) “*Efecto del cambio climático en la estructura y dinámica de los bosques ibéricos*” Beca Leonardo a Investigadores y Creadores Culturales 2018 de la Fundación BBVA (La Fundación no se responsabiliza de las opiniones, comentarios y contenidos incluidos en el proyecto y/o los resultados obtenidos del mismo, los cuales son total y absoluta responsabilidad de sus autores).

Los autores agradecen el apoyo de José Manuel Jaquotot Subdirector General de Política Forestal del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación a la participación en el Grupo de Expertos de “*Forest Europe*” sobre valoración y pagos por los servicios de los ecosistemas forestales. Agradecemos a María Isabel Picazo Gálvez, Isabel Lorente Álvarez y a Miguel Ángel Crespo Agúndez de TRAGSATEC el apoyo en la gestión y procesamiento de las bases de datos cartográficos. Finalmente se agradece la disponibilidad de datos de libre acceso y gratuitos del Inventario Forestal Español por el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA) y por el Ministerio de Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO), disponible en: <https://www.mapa.gob.es/es/ desarrollo-rural/temas/politica-forestal/inventario-cartografia/inventario-forestal-nacional/default.aspx>

ANTECEDENTES Y OBJETIVOS

Este libro presenta algunos de los resultados realizados dentro de las contribuciones de España a *Forest Europe (FE)* y en concreto al Grupo de Expertos de FE sobre valoración y pagos por los servicios de los ecosistemas forestales. FE es la Conferencia Ministerial sobre la Protección de los Bosques en Europa, un proceso político paneuropeo voluntario para el diálogo intergubernamental y la cooperación sobre políticas forestales en Europa. FE desarrolla estrategias comunes para sus 47 signatarios (46 países europeos y la Unión Europea) sobre la protección y gestión sostenible de los bosques. Desde 1990, la colaboración de los ministerios implicados ha diseñado la agenda para la formulación de políticas a nivel nacional y europeo, proporcionando el marco político de la gestión forestal en Europa, incluyendo directrices, criterios e indicadores acordados internacionalmente. FE acoge periódicamente conferencias a nivel ministerial en las que se adoptan compromisos y resoluciones ministeriales. FE participa en otros procesos e iniciativas mundiales de la más alta relevancia política y social relacionadas con los ecosistemas forestales. Actualmente, la República Eslovaca ocupa la presidencia del proceso FE, con la co-presidencia de Alemania.

El Grupo de Expertos FE sobre valoración y pagos por los servicios de los ecosistemas forestales se establece de acuerdo con la Acción 4.4 del Programa de Trabajo “Incorporación del valor de los servicios de los ecosistemas forestales en una economía verde” y sus dos actividades 4.4.1 y 4.4.2 “Promoción de las prácticas paneuropeas sobre valoración y pagos por los servicios de los ecosistemas forestales (SEF)”. Hasta el momento, el Grupo de Expertos ha explorado diferentes enfoques de valoración y pago por los SEF en la región paneuropea con el fin de identificar posibles metodologías y experiencias replicables. Así, el grupo ha compartido conocimientos y experiencias y ha formulado recomendaciones sobre la aplicación de políticas de valoración y pago por SEF. Es en este marco donde la Política Forestal del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación desarrolla actividades de transferencia que contaron con sendas presentaciones durante los años 2017 y 2018 en la Unidad de Enlace de Bratislava (Eslovaquia), las cuales se describen este libro.

Conscientes de las particularidades de los bosques españoles, debido principalmente a su diversidad y heterogeneidad en el contexto europeo, es necesario documentar y cuantificar el capital natural de nuestros bosques. Una gran extensión de los bosques europeos son bosques templados de caducifolias o coníferas que contribuyen con bienes tangibles que tienen un impacto importante en indicadores de riqueza como el Producto Interior Bruto (P.I.B.). En los bosques españoles se conjuga la existencia de una no desdeñable provisión de servicios de aprovisionamiento (p. ej. madera, corcho, resina etc.) con muchos servicios que son esenciales para la estabilidad de nuestro territorio y comprenden servicios de regulación y culturales de gran importancia para nuestra sociedad (p. ej. estabilidad frente a la desertificación, sumideros de carbono, regulación hidrológica, turismo de biodiversidad, etc.).

Debido a la complejidad para valorar estos servicios y establecer mecanismos de pago por servicios ambientales (PSA) y debido al marco competencial del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación -como coordinación de las comunidades autónomas- se optó por el diseño de una metodología directa de cuantificación y seguimiento de los servicios de soporte para el conjunto de los bosques españoles. Dichos servicios son la base de la productividad primaria neta en muchos de nuestros ecosistemas arbolados y por tanto su cuantificación y seguimiento en el tiempo es obligado para el establecimiento de cualquier sistema de valoración y posterior establecimiento de un proceso de PSA. Para ello y debido a la excelente disponibilidad y calidad de datos ambientales existente en nuestro país al amparo del MAPA y del MITECO y, en concreto, a la disponibilidad del Inventario Forestal Nacional (IFN), se procedió a un esquema de análisis y modelización a diferentes escalas, que permita cuantificar los servicios de soporte de los ecosistemas forestales a través de modelos empíricos sencillos. El objetivo de este libro es, por tanto, dotar a los gestores que diseñan políticas forestales de un conocimiento y herramientas para cuantificar el capital natural de los bosques españoles en un contexto paneuropeo. Una cuantificación robusta es esencial para vincular acciones concretas y financiación para apoyar las políticas forestales según esquemas de priorización que pueden ser muy diferentes a los de la agricultura y con una casuística propia en regiones mediterráneas.

La cuantificación de papel de los bosques como sumidero de carbono depende de la productividad forestal, pero hay una serie de características estructurales y funcionales sobre las que se articulan estos servicios clave. Sin menoscabo de las valoraciones monetarias, que por su naturaleza dependen de factores externos al valor intrínseco de la naturaleza –inflación, divisas, oferta y demanda, etc.–, los servicios de soporte describen directamente variables biofísicas que permiten establecer comparaciones entre países de manera sencilla y se vinculan directamente con servicios esenciales para la supervivencia y bienestar de las sociedades de un territorio.

El Protocolo de Kioto (1997) fue un punto de partida clave para el reconocimiento de los servicios de regulación climática de los bosques, pero el Acuerdo de París (2015) ha consolidado el concepto de soluciones basadas en la naturaleza que integran objetivos de sostenibilidad más allá de la mitigación. A ellos se unen diversos convenios vinculantes tanto a nivel mundial como europeo que reconocen el papel de la biodiversidad para el bienestar humano. Este libro aborda la importancia de los bosques españoles como soluciones naturales al cambio climático a partir de una aproximación integrada de modelización y observaciones de campo que permite hacer un seguimiento y valoración del capital natural de nuestros bosques, mediante la cuantificación del carbono almacenado y el secuestro de carbono a diferentes escalas. Una cuantificación de estos procesos y variables es clave en cualquier esquema de valoración y PSA como por ejemplo la compensación de emisiones, y resalta la importancia disponer de bases de datos ambientales de calidad, con una continuidad en el tiempo y de acceso abierto.

Los métodos presentados en este libro permiten describir y cuantificar otras funciones, donde el papel de los bosques como soporte es clave. A través de la modelización, funciones como la producción de madera o el secuestro de carbono se pueden calcular tanto a nivel de parcela como de monte mediante el conocimiento de la calidad de estación (condiciones ambientales), la estructura y la composición específica de la masa. Además, estos valores pueden extrapolarse a nivel regional interpolando los valores de rodal sobre una capa de coberturas forestales. Esto permite hacer estimaciones por ejemplo del carbono almacenado o secuestrado al año en el territorio de una comunidad autónoma o un país, lo que permite apoyar la toma de decisiones en materia de compensación de emisiones. Igualmente, la producción de madera o el secuestro de carbono se desglosan a partir de los parámetros poblacionales básicos (regeneración y mortalidad) y el crecimiento, con lo que podemos establecer en qué medida el secuestro de carbono depende de la regeneración (bosques nuevos en expansión), del número de árboles de gran tamaño, o del efecto negativo de procesos de mortalidad (por ejemplo, decaimientos forestales asociados al cambio climático).

En primer lugar, presentamos una introducción del papel de los bosques como proveedores de servicios ecosistémicos y en especial de sus servicios de soporte, el papel de los bosques en la mitigación y adaptación al cambio climático, y los acuerdos internacionales y nacionales más relevantes. En segundo lugar, describimos la información del IFN más relevante para hacer un diagnóstico del estado actual de los bosques españoles. En la tercera sección proponemos una metodología de análisis para estimar variables y procesos ecológicos como diversidad forestal o el almacenamiento de carbono a partir de observaciones del IFN y otras variables auxiliares. En el cuarto apartado describimos las principales aproximaciones para estimar el potencial de mitigación de los bosques españoles, p. ej. productividad forestal, y explicamos las técnicas de modelización utilizadas para cuantificar el carbono almacenado, y vulnerabilidad de las principales especies forestales. En el quinto apartado mostramos cinco casos que muestran posibles aplicaciones de los modelos desarrollados: 1) una estimación por especie del carbono secuestrado anualmente; 2) una extrapolación a escala de monte o región; 3) una evaluación de los factores subyacentes al secuestro anual de carbono; y 4) una prospectiva del impacto de distintos escenarios de cambio climático. Finalmente, en el caso 5) se define el sistema de valoración del capital natural como un sistema de apoyo a la toma de decisiones. Así, los elementos previos se integran en una evaluación multicriterio que permite a los administradores de políticas clasificar las prioridades entre objetivos conflictivos y restricciones espaciales. Este enfoque multifactorial cuantifica el almacenamiento de carbono y los flujos de productividad, junto con otros factores como la biodiversidad, el riesgo de incendios o la desertificación y tiene en cuenta los factores de ponderación proporcionados por el responsable (aproximación basada en expertos) y el consenso de las partes interesadas (aproximación normativa). La monetarización es indirecta ya que permite vincular la disponibilidad real de recursos a las actuaciones concretas según un esquema de prioridades. Esta aproximación está diseñada para incorporar las principales metas vinculadas a acuerdos internacionales clave relacionados con el cambio climático, la desertificación y la conservación de la diversidad biológica a escala Paneuropea.

El libro termina con una reflexión sobre el papel clave que tiene desde un punto de vista científico y aplicado la disponibilidad de información de acceso abierto, detallada y sostenida a lo largo del tiempo como el Inventario Forestal Nacional y otras bases ambientales. Es necesario mantener y promover estos proyectos para conocer adecuadamente el estado y la evolución de nuestros ecosistemas, así como anticiparnos y promover medidas de adaptación adecuadas ante las presiones a las que están sometidos bajo el cambio global.

GLOSARIO

Adaptación: en sistemas naturales, el proceso de ajuste al clima actual y sus efectos. La intervención humana puede facilitar el ajuste al clima esperado y sus efectos (IPCC 2019).

Bosque: superficie forestal arbolada o terreno poblado con especies forestales arbóreas como manifestación vegetal dominante y cuya fracción de cabida cubierta es igual o superior al 10%. La superficie forestal arbolada puede ser procedente tanto de regeneración natural como artificial.

Cambio climático: variación del estado del clima identificable en las variaciones del valor medio y/o en la variabilidad de sus propiedades, que persiste durante largos períodos de tiempo, generalmente decenios o periodos más largos (IPCC 2019).

Capacidad de adaptación: la habilidad de sistemas, instituciones, poblaciones humanas y otros organismos de ajustarse al daño potencial, beneficiarse de las oportunidades favorables o responder a las consecuencias del cambio climático (IPCC 2019).

Contribuciones de la naturaleza al ser humano: contribuciones positivas y negativas de la naturaleza viva (es decir, la diversidad de organismos, ecosistemas y sus procesos ecológicos y evolutivos asociados) a la calidad de vida de las personas (IPBES 2019).

Exposición: la presencia de personas, medios de subsistencia, especies o ecosistemas, servicios y recursos ambientales, infraestructura, o activos económicos, sociales o culturales en lugares que podrían verse afectados negativamente (IPCC 2019).

Forestación de tierras agrarias: siembra o plantación de especies forestales en superficies agrícolas abandonadas o en las que se ha dejado de cultivar, que supone un cambio de uso del suelo de agrícola a forestal (MITERD 2020).

Impacto: efecto específico y cuantificable en los sistemas naturales atribuible, al menos en parte, al cambio climático (Herrero & Zavala 2015). Por ejemplo, los procesos de mortalidad arbórea asociados a eventos de sequía extrema serían un impacto del cambio climático,

ya que la frecuencia e intensidad de las sequías están aumentando en el contexto de cambio climático.

Peligro: acaecimiento potencial de un suceso físico o tendencia de origen natural o humano que puede causar daños en un determinado sistema (IPCC 2019), p. ej. sequías, olas de calor o tormentas, y afectar negativamente a la provisión y suministro de servicios ecosistémicos.

Mitigación: conjunto de intervenciones humanas con el propósito de atenuar las causas del cambio climático, principalmente las emisiones de gases de efecto invernadero o las concentraciones de CO₂ de la atmósfera (p. ej. incrementar la superficie forestal para aumentar la captura de carbono).

Riesgo: la probabilidad de que un impacto tenga lugar en un sistema natural o humano, la cual resulta de la interacción entre la ocurrencia de un peligro, la exposición al peligro y la vulnerabilidad del sistema en cuestión.

Sensibilidad: grado en el que el crecimiento, la reproducción, el reclutamiento o la super-

vivencia de los individuos de una población (de una determinada especie) dependen del clima o de los peligros asociados.

Servicio ecosistémico: beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas (soporte, regulación, aprovisionamiento y culturales) (Evaluación de Ecosistemas del Milenio 2005).

Solución natural: intervención inspirada, apoyada o copiada de la naturaleza con el objetivo de ayudar a la sociedad a hacer frente a retos ambientales, económicos y sociales de manera sostenible (European Commission 2015).

Sumidero de carbono: proceso o mecanismo que hace desaparecer de la atmósfera un gas efecto invernadero. Un reservorio dado puede ser un sumidero de carbono si durante un intervalo de tiempo determinado la cantidad de carbono que fija es mayor que la que sale de él (MITECO 2019a).

Vulnerabilidad: propensión o predisposición de un sistema a ser afectado negativamente (IPCC 2019).

ACRÓNIMOS

AIC: Criterio de Información Akaike (de su nombre en inglés “Akaike Information Criterion”).

CMNUCC: Convención Marco de Naciones Unidas sobre Cambio Climático.

CNULD: Convención de la Lucha contra la Desertificación.

CNUDB: Convenio de Naciones Unidas sobre la Diversidad Biológica.

d.a.p.: diámetro a la altura de pecho.

ENP: Espacio Natural Protegido.

ETP: Evapotranspiración potencial.

FE: Forest Europe.

FLEGT: Aplicación de leyes, gobernanza y comercio forestal (de su nombre en inglés “Forest Law Enforcement Governance and Trade”).

GEI: Gases de Efecto Invernadero.

IPBES: Plataforma Intergubernamental Ciencia-Política de la Biodiversidad y los Servicios Ecosistémicos (de su nombre en inglés “Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services”).

IPCC: Panel Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (de su nombre en inglés “Intergovernmental Panel on Climate Change”).

IEPNB: Inventario Español del Patrimonio Natural y Biodiversidad.

IFN: Inventario Forestal Nacional.

LIDAR: de sus siglas en inglés “Light Imaging Detection and Ranging”.

LULUCF: actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (de su nombre en inglés “Land Use, Land-Use Change and Forestry”).

MDE: Modelos de Distribución de Especies.

MFE: Mapa Forestal Español.

MITECO: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.

NBS: Soluciones Basadas en la Naturaleza (de su nombre en inglés “Natural Based Solutions”).

NCP: Contribuciones de la naturaleza al ser humano (de su nombre en inglés, “Nature Contributions to People”).

NDVI: Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (de sus siglas en inglés, “Normalized Difference Vegetation Index”).

OMM: Organización Mundial de la Meteorología.

PNACC: Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático.

PNUMA: Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

PP: Precipitación.

PSA: Pago por Servicios Ambientales.

REDD: Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los Bosques.

RCP: Trayectorias de Concentración Representativas (de su nombre en inglés “Representative Concentration Pathway”).

SPEI: índice de sequía “Índice Estandarizado de Precipitación Evapotranspiración” (de su nombre en inglés “Standardised Precipitation Evapotranspiration Index”).

I. LOS BOSQUES ESPAÑOLES COMO SOLUCIONES NATURALES

I.1. La función sumidero de los bosques

Los ecosistemas proporcionan servicios clave para el ser humano de los que depende su supervivencia y bienestar (Danley & Widmark 2016). El concepto de servicios ecosistémicos (SE: beneficios que el ser humano obtiene de la naturaleza; Evaluación de Ecosistemas del Milenio, 2005) ha evolucionado hacia un nuevo marco que define de forma explícita las contribuciones de la naturaleza a la calidad de vida del ser humano (NCP: las contribuciones positivas y negativas, y que dependen del contexto socio-cultural; IPBES 2019). Esta aproximación es para algunos autores un concepto más inclusivo y de más fácil implementación (Díaz et al. 2018).

Los bosques juegan un papel clave en el ciclo del carbono, pudiendo actuar como sumideros y fuentes de carbono (ver Cuadro 1.1). Según la clasificación de servicios ecosistémicos de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio los beneficios de los ecosistemas se clasifican en servicios de soporte, servicios de regulación, servicios de aprovisionamiento y servicios culturales (Evaluación de Ecosistemas del Milenio, 2005) (Figura 1.1a). Los bosques cumplen con múltiples servicios ecosistémicos siendo la base los servicios de soporte gracias a su papel fundamental en la productividad primaria neta a nivel mundial, que a su vez determina su papel como reguladores ante el cambio climático. La transición hacia las NCP del IPBES (2019) hace que se reconozca los servicios que proporcionan estos ecosistemas de manera múltiple (Figura 1.1b). Actualmente sigue siendo común el empleo del término soporte en la literatura especializada (Balzan et al. 2020), y así en este libro usamos tanto los términos de servicios ecosistémicos como la terminología de NCP.

Los bosques cubren aproximadamente un 31% de la biosfera terrestre, estando cerca de un tercio de los bosques relativamente intactos (FAO 2020). Estos sistemas albergan gran parte de la biodiversidad terrestre (IPBES 2019). Entre las contribuciones de los bosques cabe destacar la relación entre las múltiples contribuciones positivas donde la diversidad y la estructura de los ecosistemas es clave, incluyendo NCP de regulación (ciclo de carbono, ciclo hídrico, calidad del aire, etc.), NCP

materiales (productos forestales como madera, corcho, resina, leñas, etc.) y NCP no materiales (recursos recreativos, estéticos, etc.) (ver categorías usadas en IPBES (2019) en Figura I.1).

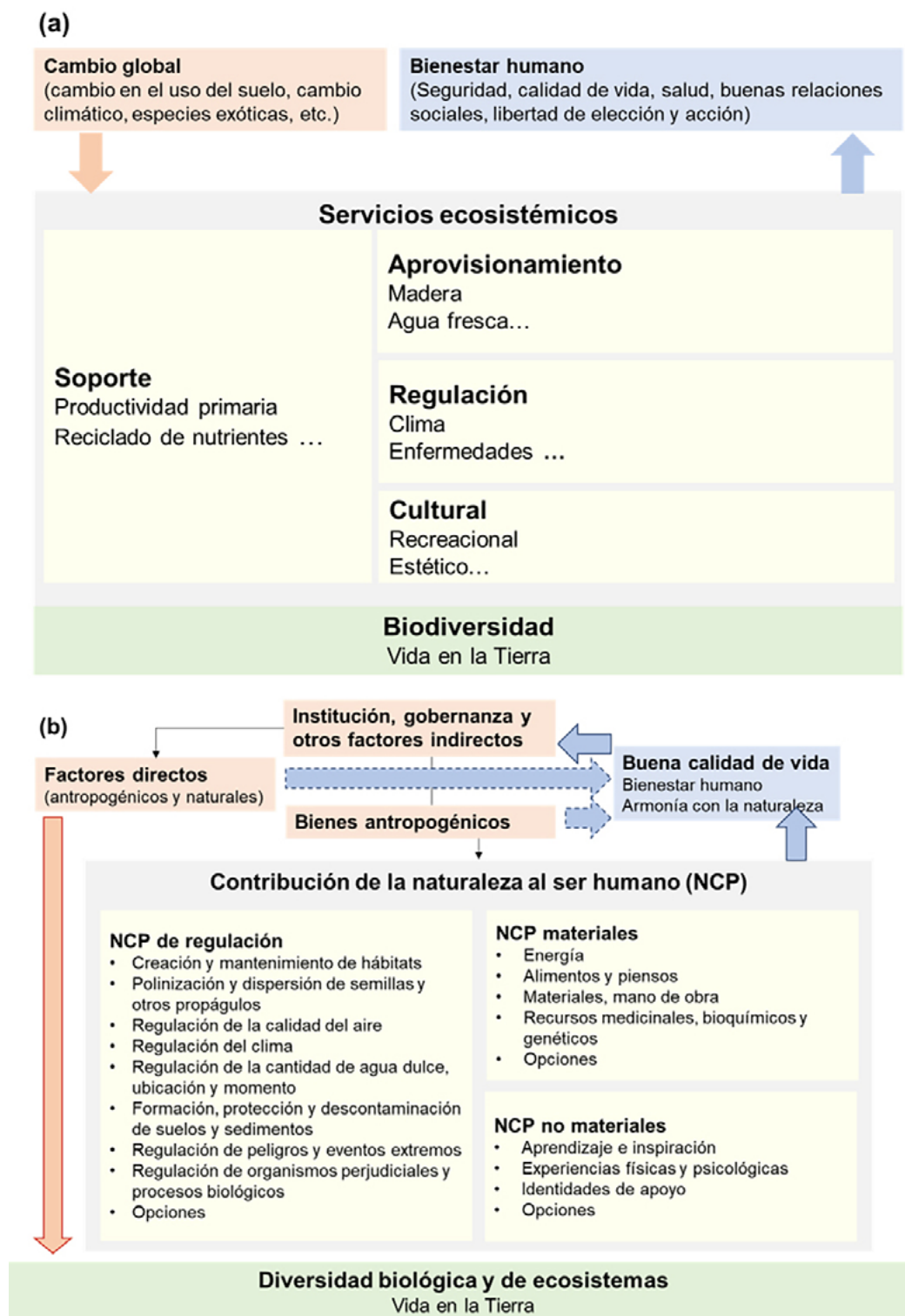


Figura I.1. (a) Relación entre la diversidad y las funciones básicas de los ecosistemas. Esta relación se vincula a un servicio ecosistémico de soporte clave, pero también de aprovisionamiento (madera y otros vienes), regulación (clima) y cultural. Modificado de la Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2005) y el CDB (2006); (b) Esquema de las contribuciones de la naturaleza al ser humano (NCP) incluyendo los NCP de regulación, materiales y no materiales (y las categorías usadas en IPBES 2019) así como las relaciones con factores directo de cambio (flecha en rojo), buena calidad de vida (flechas azules) y otras relaciones con la institución, gobernanza, otros factores indirectos y bienes antropogénicos (flechas negras). Modificado de Díaz et al. (2018), IPBES (2019).

CUADRO I.1. El ciclo del carbono, el estado y el efecto sumidero de los bosques

El carbono es uno de los elementos químicos más abundantes en nuestro planeta y se acumula principalmente en la atmósfera, los océanos, las reservas geológicas, los suelos y los seres vivos. A través del ciclo del carbono se producen intercambios entre cada uno de estos reservorios (siendo los principales en los bosques, la atmósfera, el suelo y la vegetación, Figura 1.2). Los ecosistemas terrestres contribuyen en gran medida a la acumulación del carbono, principalmente en los suelos y en la biomasa vegetal (especialmente de porte arbóreo) (Townsend et al. 2008; Pan et al. 2011). El dióxido de carbono atmosférico es incorporado a los procesos metabólicos de las plantas a través de la fotosíntesis. Los árboles liberan carbono mediante la respiración a la atmósfera y a medida que crecen se desprenden de una parte de su biomasa vegetal (p. ej. hojas, frutos, ramas) y que se mineraliza en el suelo gracias a la actividad de los descomponedores (Smith & Smith 2007). El carbono almacenado en la vegetación arbórea a largo plazo puede reducir considerablemente los niveles de dióxido de carbono de la atmósfera.

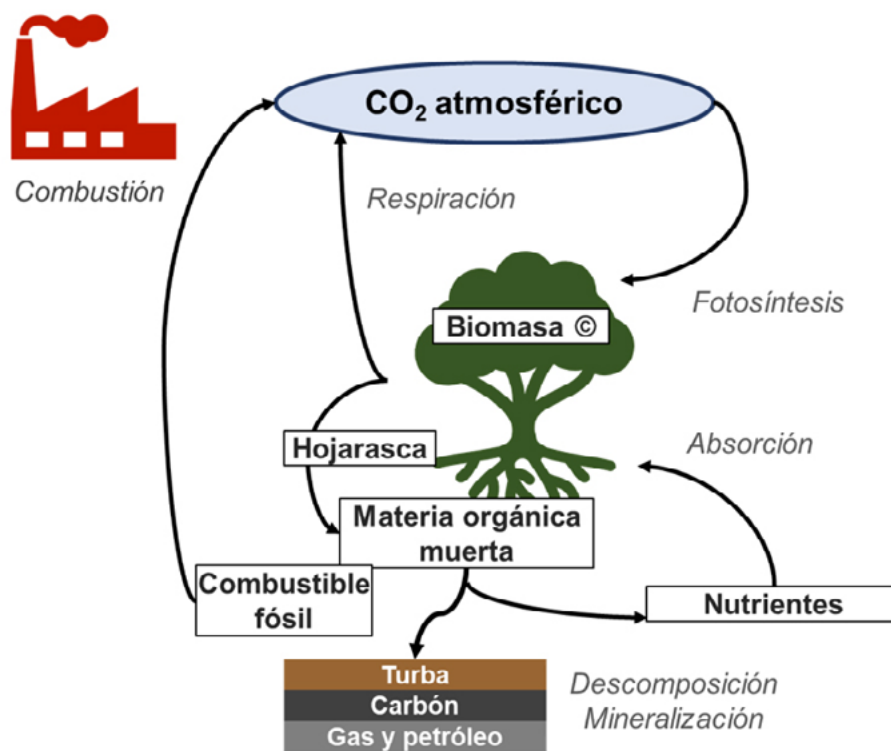


Figura 1.2. El ciclo del carbono en los bosques incluyendo componentes de la atmósfera, el suelo y la vegetación que almacenan carbono. Se muestran los flujos y los procesos que producen el movimiento del carbono entre los distintos componentes. Modificado de Smith & Smith (2007).

Los bosques no se distribuyen equitativamente en el mundo, estando dos tercios de los bosques en un total de diez países (la mitad de ellos en la Federación Rusa, Brasil, Canadá, Estados Unidos y China; FAO 2020). Con inventarios forestales a nivel mundial se ha estimado que los bosques

suponen un sumidero neto de carbono, que al considerar las ganancias y pérdidas absorbieron entre 1990 y 2007 unos $1,1 \pm 0,8 \text{ Pg C año}^{-1}$ (Pan et al. 2011). Además, estimaciones recientes con información de satélite sugieren que en un periodo de 35 años (1982-2016) la cobertura arbórea ha aumentado en 2,24 mill. de km^2 , con una pérdida en los trópicos compensada por ganancias en otras zonas (Song et al. 2018).

El papel sumidero de los bosques se puede deber tanto a procesos de creación de bosque ya sea mediante reforestación o regeneración natural, o crecimientos dentro de zonas forestales. Los principales procesos que pueden hacer que los bosques actúen como fuente de carbono son la deforestación (conversión a otros usos por incendios, agricultura, etc.) y la degradación ambiental, que continua a tasas alarmantes, habiéndose perdido 420 mill. de ha desde 1990, y entre 2015 y 2020 unos 10 mill. de ha (FAO 2020). Aunque la deforestación a nivel mundial ocurre a un ritmo menor con respecto a periodos anteriores, la pérdida neta de bosques (i.e. deforestación o pérdidas menos los aumentos de superficie forestal) alcanzó los 4,7 mill. de ha en la última década (FAO 2020).

En España se estima que las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) relacionadas con el sector forestal provienen principalmente de la pérdida de zonas forestales asociadas a incendios (1071,6 kt $\text{CO}_2\text{e/año}^{-1}$ entre 2005-2010), siendo el país europeo con mayores emisiones debidas a esta causa después de Rumania (Global GHG Emissions Database, <https://infoflr.org/>). Las principales formas en las que los bosques pueden capturar CO_2 provienen de actividades de restauración a nivel de paisaje como bosques plantados y arboledas, regeneración natural y otras técnicas agroforestales.

1.2. Los bosques y el cambio climático: soluciones basadas en la naturaleza

Desde los años 1950 se ha producido una fuerte aceleración tanto en el sistema socio-económico (p. ej. aumentos en la población humana, producto interior bruto, inversiones, uso de energía, consumo de fertilizantes y agua), como en el sistema terrestre (p. ej. aumentos en las emisiones de dióxido de carbono, metano y ozono, temperatura, acidificación, pesca y pérdida forestal; Steffen et al. 2006). El estado de la Tierra aún es reconocible estructural y funcionalmente, pero las presiones humanas están haciendo que la Tierra se acerque a un punto de inflexión que podría dar lugar a cambios bruscos en el estado de los ecosistemas, pudiendo llegar a perder la capacidad para mantener su estructura y función (Lenton et al. 2008). Así, para no alcanzar este umbral de cambio se debe mantener la temperatura del sistema tierra por debajo de $1,5 \text{ }^\circ\text{C}$, ya que a partir de $1 \text{ }^\circ\text{C}$ hay un riesgo moderado de alcanzar puntos de inflexión que afecten drásticamente al funcionamiento de los ecosistemas y desencadenen cascadas de eventos a escala planetaria (IPCC 2018; Steffen et al. 2018; Lenton et al. 2019) (Cuadro 1.2).

CUADRO I.2. El Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático y la definición de riesgos e impactos bajo cambio climático

El IPCC (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático, de su nombre en inglés “Intergovernmental Panel on Climate Change”) fue creado en 1988. Su creación proviene de una iniciativa del PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Conferencia de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Estocolmo, 1972) y la OMM (Organización Mundial de la Meteorología) con el objeto de ofrecer una visión científica sobre el cambio climático y sus principales impactos medioambientales y socioeconómicos, así como las opciones de adaptación y mitigación.

Actualmente, existen cinco informes de evaluación del IPCC con una periodicidad de entre cuatro y seis años, donde se revisa la bibliografía científica, técnica y socioeconómica relativa al cambio climático. A partir del tercer informe ya se incluyen proyecciones a futuro de cambio climático.

1990 – Primer Informe de Evaluación (FAR). Resalta la importancia del cambio climático como un desafío con consecuencias globales que requiere de cooperación internacional.

1995 – Segundo Informe de Evaluación (SAR). Proporciona material importante para los gobiernos para adoptar el Protocolo de Kioto en 1997.

2001 – Tercer Informe de Evaluación (TAR). Centra su atención en los impactos del cambio climático y la necesidad de la adaptación.

2007 – Cuarto Informe de Evaluación (AR4). Establece las bases para acuerdos post-Kyoto, centrándose en limitar el calentamiento global en 2°C.

2013/2014 – Quinto Informe de Evaluación (AR5). Proporciona material para el Acuerdo de París.

Sexto Informe de Evaluación (AR6). Actualmente el IPCC está elaborando este informe, el cual será publicado en 2021.

El IPCC publica también informes especiales en torno a temáticas clave relacionadas con el cambio climático. Entre estos informes especiales cabe resaltar el titulado “Calentamiento global de 1,5°C” (IPCC 2018) que fue requerido por los gobiernos del mundo bajo el Acuerdo de París.

La velocidad del calentamiento global y el incremento en la intensidad y frecuencia de los eventos climáticos extremos han aumentado el interés de científicos y gestores por predecir los efectos del cambio climático en los sistemas naturales y humanos. Esta necesidad de predecir los impactos asociados al cambio climático ha favorecido el desarrollo de modelos conceptuales que facilitan el cálculo probabilístico de la ocurrencia de los impactos (IPCC 2014, 2018) (Figura I.3). Así, el riesgo de impacto resulta de la interacción entre la ocurrencia de un peligro, la exposición al peligro y la

vulnerabilidad del sistema en cuestión. El peligro hace referencia al acaecimiento potencial de un suceso físico o tendencia de origen natural o humano, que puede causar daños en el ecosistema y afectar negativamente al funcionamiento de los ecosistemas. En los bosques, los principales peligros asociados al cambio climático son las sequías extremas, los incendios forestales, las plagas y patógenos y los fuertes vientos (Lecina-Díaz et al. 2020).

La exposición hace referencia a la presencia de personas, medios de subsistencia, especies o ecosistemas, servicios y recursos ambientales, infraestructuras, o activos económicos, sociales o culturales en lugares que podrían verse afectados negativamente (IPCC, 2018). En el caso de los bosques, los situados en el tercio sur peninsular y en las cotas altitudinales inferiores se encuentran entre los más expuestos debido al incremento de la aridez y las temperaturas, que pueden afectar de manera muy negativa a las tasas demográficas, aumentando la mortalidad y disminuyendo la regeneración (Herrero & Zavala 2015).

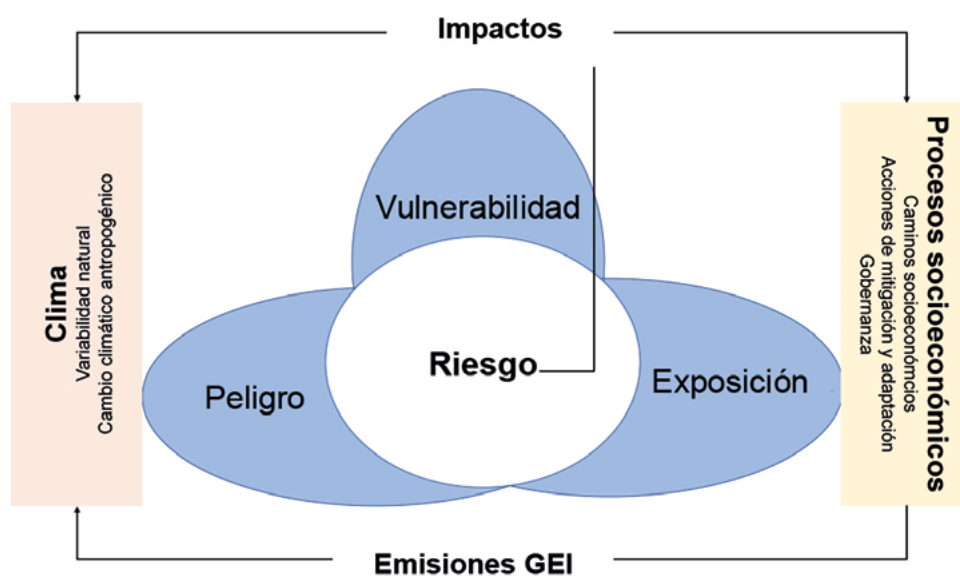


Figura 1.3. Conceptos clave del informe AR5 (IPCC, 2014) donde se define cómo el riesgo de impactos frente al cambio climático resulta de la interacción de la ocurrencia de peligros climáticos, la exposición a estos y la vulnerabilidad de los sistemas expuestos.

En cuanto a la vulnerabilidad, el IPCC (2018) la define como la propensión o predisposición de un sistema a ser afectado negativamente. La vulnerabilidad es un concepto complejo que incluye la sensibilidad o susceptibilidad al daño y la falta de capacidad de respuesta o adaptación. La sensibilidad se puede definir como el grado en el que el crecimiento, la reproducción, el reclutamiento o la supervivencia de los individuos de una población (de una determinada especie) dependen del clima o de los peligros asociados. Las poblaciones más sensibles serán las que sufran mayores reducciones en el crecimiento, la reproducción, el reclutamiento o la supervivencia con cambios más pequeños en las variables climáticas o con exposiciones a peligros de menor intensidad. A nivel de especie, la sensibilidad se puede definir como el grado en el que la persistencia de las diferentes poblaciones que constituyen una especie depende del clima o de la ocurrencia de los peligros (Dawson et al. 2011). En cambio, la capacidad de adaptación se refiere a la capacidad de una especie, o de las poblaciones que la constituyen, de hacer frente al cambio climático persistiendo in situ, ocupando microhábitats locales más apropiados, o migrando a regiones climáticamente más favorables. Depende de factores

como la plasticidad fenotípica, la diversidad genética, el potencial evolutivo, las historias de vida, y la capacidad de dispersión y colonización (Dawson et al. 2011). Es importante no confundir la capacidad de adaptación biológica con las medidas de adaptación al cambio climático, que hacen referencia a la intervención humana que busca favorecer el proceso de ajuste de especies y ecosistemas al clima real o proyectado y a sus efectos (IPCC 2014).

Según la UICN (2016) el papel de los bosques frente al cambio climático puede resumirse en cuatro acciones fundamentales: (1) capturar (incrementar la captura de CO₂ atmosférico), (2) prevenir la pérdida de carbono que ya está presente en la vegetación y los suelos, (3) proteger (mantener la integridad del ecosistema, regular el clima, reducir los riesgos e impactos de eventos climáticos extremos como tormentas y sequías), y (4) abastecer (mantener los servicios ecosistémicos fundamentales que ayudan al bienestar humano). Ante el cambio climático pueden seguirse estrategias de adaptación (persiguen eliminar los riesgos derivados del clima, reduciendo las vulnerabilidades) y estrategias de mitigación (persiguen reducir las emisiones de GEI en la atmósfera que son la fuente del cambio climático antropogénico). La adaptación al cambio climático es el proceso de ajuste de un sistema a los efectos del clima, tanto actual como el esperado bajo proyecciones climáticas (IPCC, 2014). La adaptación al cambio climático busca limitar los impactos, reducir las vulnerabilidades e incrementar la resistencia (fuerza ejercida por el sistema en sentido opuesto al cambio ejercido por una perturbación) y la resiliencia de un sistema (capacidad del sistema para recuperar su función y estructura después de una perturbación (Holling 1996)).

En los sistemas naturales la intervención humana puede modificar la respuesta de los bosques al cambio climático (p. ej. Vilá-Cabrera et al. 2018). La gestión forestal permite un equilibrio entre la producción y la sostenibilidad del sistema y el abandono de la gestión puede conducir a masas muy densas, más vulnerable a las sequías o los incendios. Por ejemplo, las actuaciones selvícolas destinadas a reducir la densidad de los bosques mejoran la respuesta de los individuos a las sequías severas relajando para ello la competencia inter-individual por los recursos hídricos (Sohn et al. 2016a,b). Para aplicar medidas de adaptación al cambio climático de una manera correcta y eficiente es necesario conocer el tipo y la magnitud de los peligros relacionados con el cambio climático a los que se enfrenta el sistema y su respuesta esperada frente a ellos.

La mitigación son las acciones cuyo propósito es reducir o evitar el cambio climático. Por una parte, trata de reducir las emisiones de GEI y mejorar la gestión y uso de la energía (reducir el uso directo de energía, mejorar la eficiencia energética y favorecer el cambio hacia energías renovables). Por otra parte, busca capturar el carbono antes de emitirlo potenciando sumideros naturales como el suelo, el océano o la vegetación. Los bosques pueden tener un papel clave en la mitigación, debido a la capacidad de almacenamiento de carbono de la biomasa vegetal (p. ej. los árboles) y en los suelos. Además, la gestión forestal puede modular el tiempo de permanencia del carbono en los bosques (Nunes et al. 2019). Strassburg et al. (2020) estimaron que la conversión del 15% de los pastizales y campos de cultivo a sistemas naturales podría suponer el secuestro del 30% del CO₂ emitido desde la Revolución Industrial. Así, el IPCC destaca ya en su quinto informe el papel del sector agrícola, forestal y otros usos del suelo, denominado AFOLU (de su nombre en inglés “Agriculture, Forestry, and Other Land Use”) por su papel mitigador, tanto en la reducción de GEI, como en la reducción de emisiones por la gestión de la tierra y el ganado.

Sin embargo, las estrategias de mitigación en relación con la gestión forestal deben ir dirigidas no sólo hacia la aforestación, reforestación y la restauración forestal, sino también hacia la modificación

de las prácticas de gestión forestal que favorezcan las sinergias entre la adaptación y la mitigación (ver Cuadro 1.3). Se estima que en el mundo hay 850 mill. de ha de bosques degradados que podrían ser restaurados, recuperando los servicios ecosistémicos de los mismos y entre ellos el papel de almacenamiento de carbono (FAO 2010). Este potencial restaurador de los bosques puede llegar a representar un aumento de un 25% de la cobertura forestal (Bastin et al. 2019), pudiendo impulsar importantes acciones a nivel mundial.

CUADRO 1.3. Sinergias de la mitigación versus adaptación

Las estrategias de lucha contra el cambio climático (IPCC, PNACC, etc.) buscan sinergias entre la mitigación y la adaptación siempre que sea posible (IPCC 2018, PNACC 2018). Como se ha descrito anteriormente, la mitigación pretende frenar el cambio climático antropogénico reduciendo la acumulación de GEI en la atmósfera (IPCC, 2014), mientras que la adaptación pretende favorecer el ajuste de los sistemas naturales y humanos a las nuevas condiciones climáticas (IPCC, 2014). A pesar de ser conceptos complementarios, no siempre es fácil encontrar sinergias entre ambas estrategias.

Incrementar el secuestro del dióxido de carbono atmosférico en la biomasa leñosa implica aumentar el número de individuos o el tamaño de estos en las masas forestales, ya sean preexistentes o nuevas. España ha estado aumentando su superficie forestal arbolada durante el pasado siglo y las últimas décadas (FAO 2015, Martín-Forés et al. 2020), con un aumento de 751.000 ha desde el 2015 hasta el 2018 (MITERD 2020). Por otro lado, los procesos de abandono rural y la falta de gestión selvícola de las repoblaciones han dado lugar a masas forestales de elevada densidad formadas por individuos coetáneos (Gómez-Aparicio et al. 2009, Ruiz-Benito et al. 2012). Por un lado, la alta densidad de individuos aumenta la competencia por los recursos incrementando la vulnerabilidad de estos a eventos climáticos extremos como las sequías (Linares et al. 2009, 2010). Por otro lado, la homogeneidad de estos bosques los hace especialmente vulnerables a perturbaciones como incendios forestales, plagas y patógenos (Schoennagel et al. 2004, Ennos 2015). Así, el aumento de la biomasa forestal unido a la gestión de las masas forestales tanto preexistentes como nuevas puede contribuir no sólo a la mitigación sino también a la adaptación:

- (1) La **disminución de la densidad y el aumento de la heterogeneidad** a través de tratamientos selvícolas que reduzcan la biomasa arbórea a corto-plazo pero mejoren el vigor de los árboles remanentes y disminuyan la vulnerabilidad de los bosques (Sohn et al. 2016a,b), lo que puede favorecer la acumulación de biomasa a largo plazo.
- (2) El **uso de la madera extraída de plantaciones** para su conversión en materiales o bienes de larga duración, especialmente en el caso de especies arbóreas con turnos largos y madera de calidad.
- (3) Alargar los turnos de corta y favorecer la **retención de árboles maduros** supone una sinergia entre mitigación y adaptación. Los árboles maduros pueden continuar secuestrando carbono (Stephenson et al. 2014) y cumplen con funciones clave en los ecosistemas forestales (Wirth et al. 2009).

- (4) Favorecer **los bosques mixtos** ya que la mezcla de especies ofrece respuestas variadas a los estreses climáticos, pudiendo aumentar así su resistencia a las perturbaciones asociadas al cambio climático (del Río et al. 2017, Guillerot et al. 2020). Por otro lado, la complementariedad entre especies en la explotación de los recursos puede incrementar la productividad y el secuestro de carbono en comparación con bosques monoespecíficos (Paquette & Messier 2010, Jactel et al. 2018, Ruiz-Benito et al. 2014a). Aun así, cabe destacar que existe cierta controversia acerca de la relación diversidad-producción en los ecosistemas forestales, con estudios registrando resultados contrapuestos en los que esta relación varía con la identidad de la especie y las condiciones del sitio (Ratcliffe et al. 2017).
- (5) Elegir **variedades adaptadas a las condiciones locales** o especialmente **resistentes a sequías** para realizar plantaciones o reforestaciones. La elección de estas variedades podría verse facilitada por los ensayos de procedencia de gran tradición en el sector forestal español y europeo (Alberto et al. 2013). En este contexto, se podrían realizar translocaciones de las variedades más resistentes a los estreses climáticos dentro del área de distribución, que podrían considerarse como una variante blanda de la migración asistida (Pedlar et al. 2012).

La restauración de zonas forestales puede no solo favorecer la mitigación del cambio climático, sino también promover la adaptación, la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de las contribuciones de la naturaleza al ser humano (Chazon & Brancalion 2019, Lewis et al. 2019, Seddon et al. 2020, Strassburg et al. 2020). Este tipo de actuaciones se enmarcan en las soluciones basadas en la naturaleza (NBS, de su nombre en inglés “*nature based solutions*,”), que incluyen todas aquellas soluciones a los retos de la sociedad que implican trabajar con la naturaleza (Cohen-Shacham et al. 2016). Las NBS abarcan un largo número de acciones, como la protección y manejo de ecosistemas naturales y semi-naturales, la incorporación de estructuras verdes y azules en entornos urbanos, o la aplicación de principios basados en los ecosistemas a los sistemas agrarios (Seddon et al. 2020). En este contexto, las soluciones climáticas naturales se pueden considerar un caso concreto de NBS que se refieren explícitamente a acciones de conservación y manejo para reducir las emisiones de GEI de los ecosistemas y aumentar su potencial para capturar carbono (Griscom et al. 2017, Cook-Patton et al. 2020). Así, la reforestación, la reducción de la deforestación, la gestión forestal y la restauración podrían llegar a suponer un porcentaje importante y significativo de la mitigación climática necesaria para mantener los Acuerdos de París (Griscom et al. 2017, Strassburg et al. 2020).

I.3. Marco legislativo en relación con el papel de los bosques en la mitigación

En 1979 se celebró la primera Conferencia Mundial sobre el clima por la Organización Meteorológica Mundial con el objetivo de prever y evitar posibles cambios en el clima provocados por el ser humano. A esta le sucedieron varias conferencias e informes, donde la publicación de “Nuestro futuro común” (Informe Brutland, 1987) presentó como nos encontramos ante un mundo cambiante bajo una elevada explotación de los recursos naturales. En 1992 se celebró la Cumbre de la Tierra de Río, de la que surgió la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el cambio climático (CMNUCC), junto con el Convenio de la Diversidad Biológica y la Convención de la Lucha contra

la Desertificación (CNULD) ante la creciente magnitud de los impactos del ser humano sobre el planeta (Figura 1.4). Esta convención internacional entró en vigor el 21 de marzo de 1994 y está ratificada por 195 países, reconociendo al cambio climático como un problema y estableciendo por primera vez en la historia una política mundial sobre el cambio climático.

La firma de los subsecuentes protocolos de Kioto en 1997 y acuerdo de París en 2016 (Tabla 1.1), contienen ya medidas jurídicamente vinculantes, y compromete a los países industrializados participantes a estabilizar las emisiones de gases de efecto invernadero. Así, entre otras medidas, estos acuerdos promueven la mejora de sumideros y depósitos de los gases de efecto invernadero, así como promover prácticas sostenibles de gestión forestal, la aforestación y la reforestación.

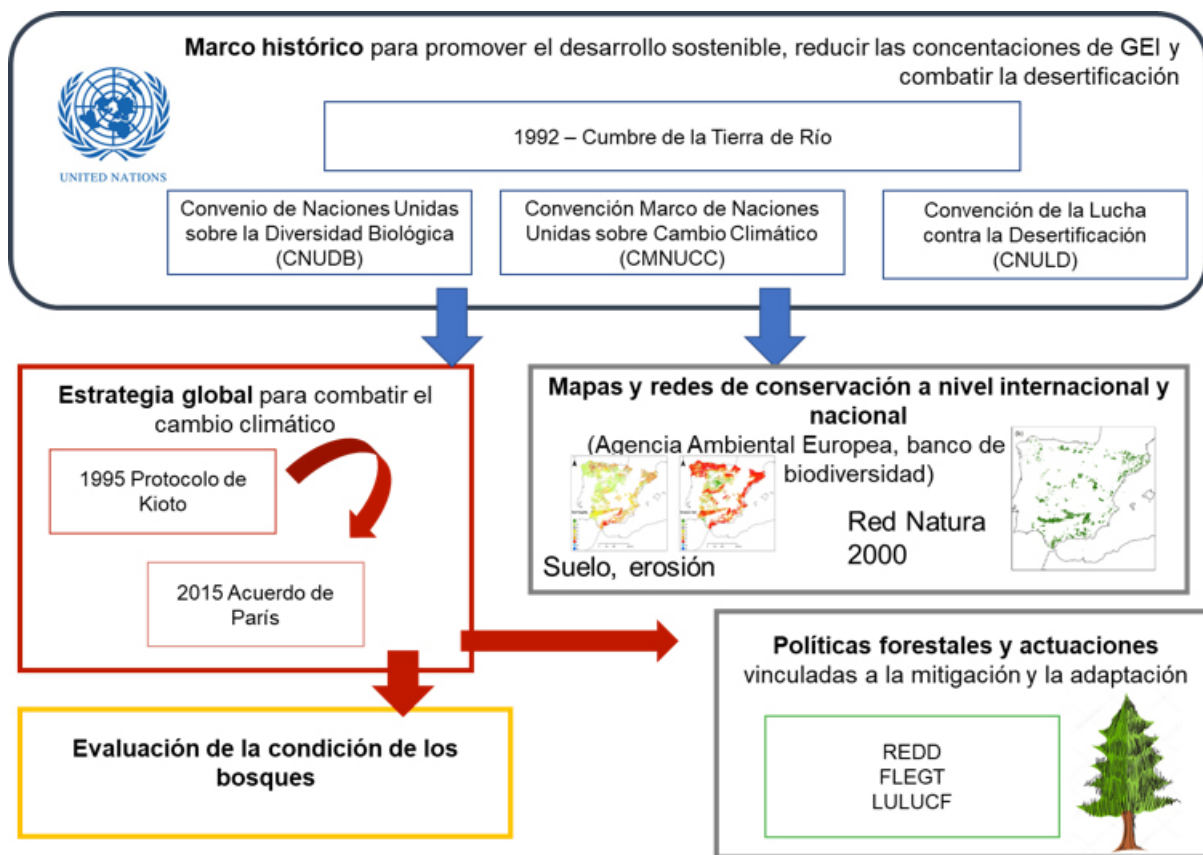


Figura 1.4. Marco de trabajo ante el cambio climático incluyendo las convenciones existentes a nivel internacional y cómo se trasladan a políticas forestales actuaciones vinculadas a la mitigación y la adaptación. Acrónimos: REDD, Reducción de Emisiones por Deforestación y Degradación de los bosques; FLEGT, Aplicación de leyes, gobernanza y comercio forestal (de su nombre en inglés “Forest Law Enforcement Governance and Trade”); LULUCF, actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (de su nombre en inglés “Land Use, Land-Use Change and Forestry”).

En el protocolo de Kioto (1997) se consideran relevantes como sumideros y/o fuentes de carbono ciertas actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura (LULUCF de su nombre en inglés “Land Use, Land-Use Change and Forestry”). Las actividades LULUCF contemplan principalmente acciones de aforestación, reforestación, deforestación, gestión de tierras agrícolas, gestión de bosques, gestión de pastos o restablecimiento de la vegetación. El artículo 3 del protocolo de Kioto propone notificar y cuantificar por las partes las actividades LULUCF.

Otro mecanismo derivado de subsecuentes convenciones de la CMNUCC, y en relación con el papel de los bosques y acciones de silvicultura en la lucha contra el cambio climático, es la reducción de emisiones por deforestación y degradación de los bosques (REDD). En concreto, REDD+ hace referencia a la reducción de emisiones derivadas de la deforestación y la degradación forestal; además de la conservación, el manejo sostenible y el mejoramiento del stock de carbono de los bosques en los países en desarrollo.

El Acuerdo de París (2015) aúna esfuerzos a nivel global para combatir el cambio climático y evitar un calentamiento superior a 1,5-2 °C. Manifiesta que es obligado y urgente implementar estrategias para luchar contra los GEI, con el objetivo de minimizar los efectos negativos del cambio climático. En concreto, en el artículo 5 se declara la importancia de los bosques como depósitos de GEI, alentando a las partes a apoyar el conocimiento sobre la deforestación y degradación de los bosques; y promoviendo la conservación, gestión forestal sostenible y el aumento de las reservas forestales de carbono.

Tabla 1.1. Principales estrategias surgidas en la lucha contra el cambio climático y el papel mitigador de los bosques.

Estrategias	Año	Escala	Principales objetivos en relación con el papel de los bosques en la mitigación
Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC)	1992	Internacional	Primera política mundial sobre el cambio climático. Ratificada por 195 países Estabilizar las concentraciones de GEI en la atmósfera (inventarios precisos y actualizados de GEI en países industrializados y programas para frenar el cambio climático) Asegurar la producción de alimentos Permitir el desarrollo económico de manera sostenible
Protocolo de Kioto	1997	Internacional	Notifica y cuantifica las actividades LULUCF
Acuerdo de París	2015	Internacional	Apoyar el conocimiento sobre la deforestación y degradación de los bosques Promover la conservación, gestión forestal sostenible y el aumento de las reservas forestales de carbono
Regulación 2018/841	2018	Europea	Compensar emisiones y regular las actividades LULUCF
Estrategia Europea de Adaptación	2013	Europea	Aumentar la resiliencia del territorio de la UE, mejorar la preparación y la capacidad de respuesta al cambio climático
Pacto Verde Europeo/ Nueva Estrategia Forestal	2020	Europea	Aumentar el potencial de los bosques para absorber y almacenar CO ₂ Promover la bioeconomía y reducir el impacto y la extensión de los incendios Proteger la biodiversidad

Acónimos usados. LULUCF: actividades de uso de la tierra, cambio de uso de la tierra y silvicultura, GEI: Gases de Efecto Invernadero.

Además de los acuerdos internacionales, el Parlamento y Consejo Europeo han aprobado numerosas Directivas, Decisiones y Reglamentos relacionados con la lucha contra el cambio climático y el papel mitigador de los bosques. Ya en el año 1993 se creó la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) con el propósito de ofrecer información sólida sobre el estado del medio ambiente que ayude en los procesos de toma de decisiones sobre la mejora del medio ambiente. Con ella surgen importantes bases de datos (p. ej. EIONET, *European Environment Information and Observation Network*) e indicadores en relación con la diversidad biológica, los impactos del cambio climático o las emisiones de gases GEI, entre otros.

En el año 2003, la Unión Europea adoptó el Plan de Acción de Leyes de Gobernanza y Comercio Forestal FLEGT (acrónimo que proviene del nombre en inglés “*Forest Law Enforcement, Governance and Trade*”). El objetivo del plan FLEGT es mejorar la gobernanza y reducir la tala ilegal mediante el fortalecimiento de la gestión forestal legal, mejorando la gobernanza y fomentando el comercio de madera de procedencia legal. Posteriormente, y según la legislación europea adoptada en mayo de 2018 (Regulación 2018/841, Unión Europea 2018), surge un marco de regulación de las actividades LULUCF, donde los estados miembros deben asegurar que las emisiones de gases de efecto invernadero de los cambios en el uso del suelo y la silvicultura se compensen con al menos la eliminación de un equivalente de CO₂ de 2021 a 2030.

En enero de 2020, la Comisión Europea publicó el Pacto Verde Europeo, un ambicioso proyecto mediante el cual se establece un plan de acción para realizar una transición hacia una economía europea sostenible y lograr ser climáticamente neutra en 2050. Este pacto establece un plan de acción para los estados miembros con el objetivo de (i) impulsar un uso eficiente de los recursos mediante el paso a una economía limpia y circular, y (ii) restaurar la biodiversidad y reducir la contaminación. Con relación al papel mitigador de los bosques, se plantea una acción concreta a través de la Nueva Estrategia Forestal de la UE aprobada por el parlamento el 8 de octubre de 2020 por una amplia mayoría. La nueva estrategia proporciona un marco actualizado e integrador en respuesta a las crecientes demandas sobre los bosques. Los objetivos clave de la nueva estrategia forestal de la UE serán la plantación, la conservación y la restauración de bosques a fin de aumentar el potencial de los bosques para absorber y almacenar CO₂, promover la bioeconomía y reducir el impacto y la extensión de los incendios, mientras protegen la biodiversidad.

Las sinergias derivadas entre las estrategias de mitigación y adaptación (ver cuadro 1.3) y el importante papel de los bosques en ambas nos lleva a mencionar las principales estrategias públicas que existen actualmente para mejorar la adaptación al cambio climático de los bosques. Así, en Europa surge la Estrategia Europea de Adaptación al Cambio Climático. Esta estrategia tiene tres pilares básicos: (i) el refuerzo del conocimiento sobre la adaptación, (ii) la implementación de acciones destinadas a tal fin y (iii) la introducción de este concepto en el conjunto de las políticas comunitarias. Por otro lado, en España se constituye el Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC de aquí en adelante) en el año 2006 y es el marco de referencia de los esfuerzos políticos para la generación de conocimiento y la elaboración de respuestas adaptativas frente al cambio climático. Así, el actual PNACC (2021-2030) pretende, entre otros aspectos, integrar medidas de adaptación de forma coordinada en aquellos sectores potencialmente vulnerables al cambio climático con políticas sectoriales y de gestión, siempre en base al mejor conocimiento disponible.

Más allá del marco regulador a nivel internacional, europeo o nacional, han surgido también diversas iniciativas para favorecer el papel de los bosques en la mitigación del cambio climático. La Confe-

rencia Ministerial sobre Protección de los Bosques en Europa (2000) creó *Forest Europe* como una iniciativa paneuropea para la protección de los bosques en Europa y la gestión forestal sostenible. *Forest Europe* es voluntario, pero es la única plataforma de diálogo y cooperación internacional en materia de política forestal a nivel europeo. España ejerció la presidencia de *Forest Europe* en el periodo 2011-2015 que finalizó con la VII Conferencia Ministerial (2015). Está constituido por 46 países, a través de un proceso voluntario, constituyendo la única plataforma de diálogo y cooperación internacional en materia de política forestal existente a nivel europeo. Entre los objetivos de *Forest Europe* está el impulsar el papel de los bosques en la mitigación ante el cambio climático. Así, desde su fundación, *Forest Europe*, ha contribuido en materia de mitigación al cambio climático no solo en aspectos teóricos y metodológicos, sino también en el desarrollo de estrategias concretas (p. ej. creación del sistema de red de nivel I y II de sanidad forestal o sistema de Información Europeo de Incendios Forestales (EFFIS: *European Forest Fires Information System*), entre otros).

La creación de medidas para favorecer el papel de los bosques en la mitigación del cambio climático se complementa con las compensaciones por mitigación. Existen conocidos sistemas de Pago por Servicios Ambientales (PSA) que consisten en cobrar un servicio que realiza la naturaleza a quienes se vean beneficiados por el mismo, invirtiendo los fondos obtenidos en los espacios prestadores de ese servicio. Pero en el caso de la captura de carbono surgen dos problemas: (i) tratarse de un servicio intangible y no de un aprovechamiento, y (ii) la indefinición del sujeto beneficiario y, por tanto, pagador del precio.

Otras medidas surgen como un incentivo, pero no como una contraprestación por la funcionalidad de captura de carbono atmosférico. Así, la PAC 2014-2020, cuyo Reglamento (UE) núm. 1305/2013, de 17 de diciembre, incorpora medidas para la disminución del impacto ambiental de la agricultura europea mediante la concesión de ayudas por hectárea de superficie forestal cuando voluntariamente se lleven a cabo operaciones de cumplimiento de uno o varios compromisos silvoambientales y climáticos (art. 34.1). Por otro lado, el comercio de derechos de emisión, regulado en España desde el año 2005, afecta en la actualidad a 1100 instalaciones y un 45% de las emisiones totales nacionales de GEI. Este comercio es un instrumento para incentivar la reducción de las emisiones de GEI en plantas industriales.

Todas estas estrategias, medidas o incentivos que regulan el papel de los bosques en la mitigación y la adaptación, ponen de manifiesto la necesidad de fomentar la transferencia de conocimiento entre la ecología y la gestión forestal, con el fin de favorecer el desarrollo de estrategias adecuadas de mitigación y adaptación al cambio climático en los ecosistemas forestales.

2. EL ESTADO ACTUAL DE LOS BOSQUES ESPAÑOLES CARACTERIZADOS CON EL INVENTARIO FORESTAL NACIONAL Y FUENTES COMPLEMENTARIAS

2.1. Composición y diversidad de especies forestales y determinantes abióticos

España es uno de los países europeos que alberga una mayor diversidad biológica y se considera un punto caliente de biodiversidad a nivel mundial (Myers et al. 2000). La superficie forestal española cubre en la actualidad más de la mitad de la superficie nacional (un 55,27%), con un total de 27,97 mill. de ha (MITERD 2020). Los bosques ocupan aproximadamente un tercio de las zonas forestales, lo que supone una extensión aproximada de 18,5 mill. de ha y 1000 mill. de m³ de volumen maderable según las estadísticas del Inventario Forestal Nacional (IFN). Las comunidades autónomas que presentan una mayor superficie boscosa son Castilla y León, Andalucía y Castilla La Mancha, y las provincias que presentan una mayor superficie ocupada por bosques son Cáceres y Badajoz. El aumento en superficie de bosque calculado con el IFN es mayor en términos porcentuales en Almería y Murcia, y en valor absoluto en Lugo y La Coruña (MITERD 2020).

El IFN proporciona información sobre el estado y la evolución de los bosques (Alberdi et al. 2016). Gracias a la información de la composición de especies arbóreas se puede conocer y clasificar las parcelas en función de la especie dominante (Figura 2.1 y Tabla 2.1) y también en función de grandes grupos funcionales como angiospermas o gimnospermas, o bien en función de las características de la hoja (hoja ancha y estrecha o carácter caduco o perenne, Figura 2.2 y Tabla SI.1 con listado de especies y su correspondencia con grupos funcionales).

De las especies arbóreas identificadas en el IFN, hemos seleccionado los bosques más comunes. Así, hemos identificado 17 tipos de bosque en función de la especie dominante, las cuales estaban presentes en más de 1000 parcelas (Figura 2.1 y Tabla 2.1, Apéndice A1). Así, existe una mayor dominancia de bosques de hoja ancha y caducos como aquellos dominados por el haya (*Fagus sylvatica*), el roble carballo (*Quercus robur*) o el roble albar (*Q. petraea*) especialmente en el bioma atlántico.

También destacan los bosques de roble melojo (*Q. pyrenaica*) y de quejigo (*Q. faginea*) con una distribución más amplia en la región sub-Mediterránea que otros *Quercus* caducos. Los bosques de hoja ancha y perenne constituyen bosques esclerófilos de encina (*Q. ilex*) y alcornoque (*Q. suber*) típicos de regiones mediterráneas. Los bosques autóctonos de coníferas en la península Ibérica están principalmente dominados por cinco especies de pinos (Figura 2.1), aunque en menor medida aparecen dos especies de abetos: *Abies alba* en los Pirineos y *Abies pinsapo* en Andalucía (no clasificados dentro de las 17 especies más abundantes). De mayores a menores requerimientos hídricos, los pinares ibéricos son pinares de pino negro (*Pinus uncinata*), de pino silvestre (*P. sylvestris*), de pino salgareño (*P. nigra salzmannii*), de pino resinero o marítimo (*P. pinaster*), de pino piñonero (*P. pinea*), y de pino carrasco (*P. halepensis*). Algunas de estas especies, como es el caso del pino silvestre, el abeto, el haya o el roble, tienen en la península Ibérica su límite de distribución meridional. El pino canario (*P. canariensis*) presenta una distribución macaronésica y es una conífera endémica de las Islas Canarias. Además de estas especies nativas existe una elevada proporción de parcelas dominadas por especies exóticas, que comúnmente constituyen plantaciones, donde se incluye el eucalipto (*Eucalyptus globulus*) y el pino de Monterrey (*Pinus radiata*) con una fuerte presencia en la cornisa cantábrica. Destaca también el castaño (*Castanea sativa*), que, a pesar de tener su origen en la Europa meridional y Asia menor, se encuentra naturalizada en muchas zonas de la península Ibérica, y particularmente en la franja norte y noroeste (ver Figura 2.1).

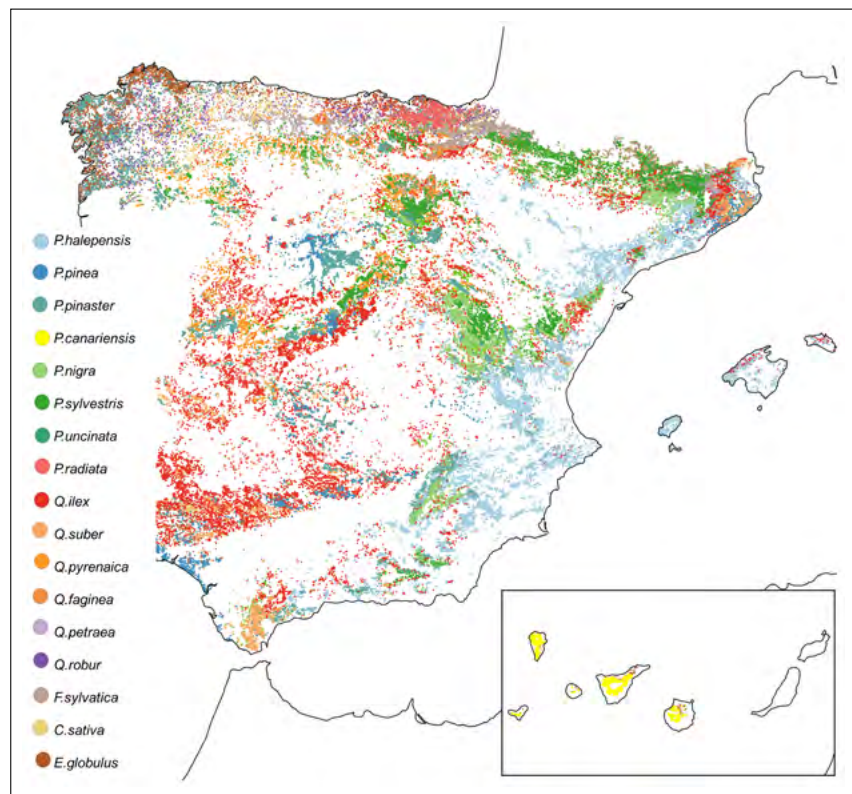


Figura 2.1. Clasificación de los bosques del tercer Inventario Forestal Nacional en función de la especie principal. Para la clasificación se ha considerado que el área basimétrica focal sea superior al 50% del área basimétrica total de la parcela. Elaboración propia a partir de datos del tercer Inventario Forestal Nacional (Villanueva, 2004).

Tabla 2.1. Especies dominantes en la península ibérica según cálculos realizados con el tercer Inventario Forestal Nacional. Se incluye la especie (nombre científico y familia), el tipo funcional (tipo de hoja), su distribución, y las condiciones climáticas (temperatura y precipitación media, AEMET (2011), ver Tabla 3.4).

Nombre científico	Familia	Tipo funcional (hoja)	Distribución en España	Temperatura (°C)	Precipitación (mm)
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Pinaceae	Hoja estrecha perenne	Mediterránea	13,89	519,25
<i>Pinus pinea</i> L.	Pinaceae	Hoja estrecha perenne	Mediterránea	14,34	1036,39
<i>Pinus pinaster</i> Aiton	Pinaceae	Hoja estrecha perenne	Mediterránea	12,6	880,16
<i>Pinus canariensis</i> Sweet ex Spreng	Pinaceae	Hoja estrecha perenne	Macaronésica	15,51	700,62
<i>Pinus nigra</i> J. F. Arnold	Pinaceae	Hoja estrecha perenne	Sub-mediterránea	11,02	606,35
<i>Pinus sylvestris</i> L.	Pinaceae	Hoja estrecha perenne	Montaña	9,31	696,8
<i>Pinus uncinata</i> Mill. ex Mirb.	Pinaceae	Hoja estrecha perenne	Montaña	5,94	1429,57
<i>Pinus radiata</i> D. Don	Pinaceae	Hoja estrecha perenne	Atlántica	12,18	917,28
<i>Quercus ilex</i> L.	Fagaceae	Hoja ancha perenne	Mediterránea	13,95	1031,77
<i>Quercus suber</i> L.	Fagaceae	Hoja ancha perenne	Mediterránea	15,56	825,51
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd.	Fagaceae	Hoja ancha caduca sub-mediterránea	Sub-mediterránea	11,28	721,16
<i>Quercus faginea</i> Lam	Fagaceae	Hoja ancha caduca sub-mediterránea	Sub-mediterránea	11,63	1374,33
<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl.	Fagaceae	Hoja ancha caduca atlántica	Atlántica	9,6	913,08
<i>Quercus robur</i> L.	Fagaceae	Hoja ancha caduca atlántica	Atlántica	11,87	662,47
<i>Fagus sylvatica</i> L.	Fagaceae	Hoja ancha caduca atlántica	Atlántica	9,36	1111,65
<i>Castanea sativa</i> Mill.	Fagaceae	Hoja ancha caduca atlántica exótica	Atlántica	12,23	1504,52
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Myrtaceae	Hoja estrecha perenne exótica	Atlántica	13,4	1131,72

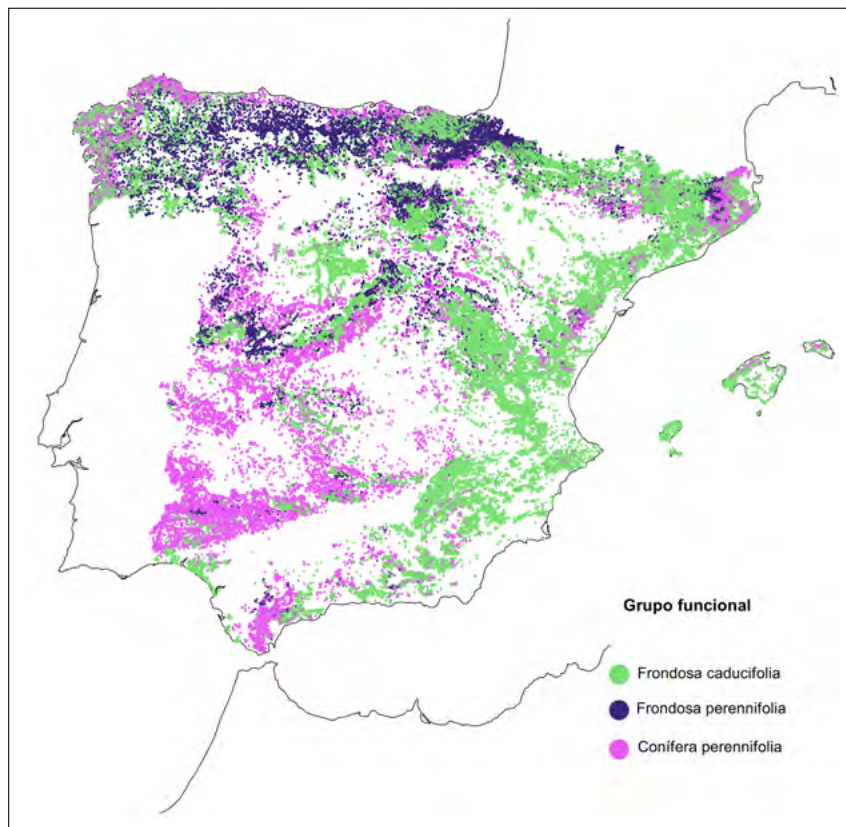


Figura 2.2. Clasificación de los bosques del tercer Inventario Forestal Nacional en función del grupo funcional. Para la clasificación se ha considerado que el área basimétrica focal sea superior al 50% del área basimétrica total de la parcela. Elaboración propia a partir de datos del tercer Inventario Forestal Nacional (Villanueva, 2004).

Los bosques ibéricos son de los más diversos de Europa en cuanto al número de especies presentes y la diversidad de rasgos funcionales o características morfológicas de las especies que los componen (ver Figura 2.1 y 2.2, ver Ratcliffe et al. (2016a), Ruiz-Benito et al. (2017b)). De los principales grupos un 56% de la superficie de bosque está dominada por frondosas, un 37% por coníferas y un 7% es mixto (MITECO, 2020). La diversidad de los bosques ibéricos viene en parte determinada por la gran amplitud del gradiente climático que va desde climas húmedos del bioma atlántico al norte de la península, a climas semiáridos y áridos del centro y sur peninsular. Tanto en los patrones de temperatura como de precipitación existe un marcado gradiente N-S caracterizado por un aumento en las temperaturas y un descenso en las precipitaciones, y que su vez causa un aumento en la aridez (Figura 2.3). Además, el papel de la península Ibérica como uno de los principales refugios glaciares durante el Pleistoceno (Bennet 1991) sugiere la supervivencia *in situ* de un gran número de especies. Esto, unido a la heterogeneidad climática, topográfica y edáfica de la península Ibérica, son determinantes claves de la elevada diversidad de flora intra- e inter-específica (Hewitt 2000, Petit et al. 2003) encontrada en nuestro país.

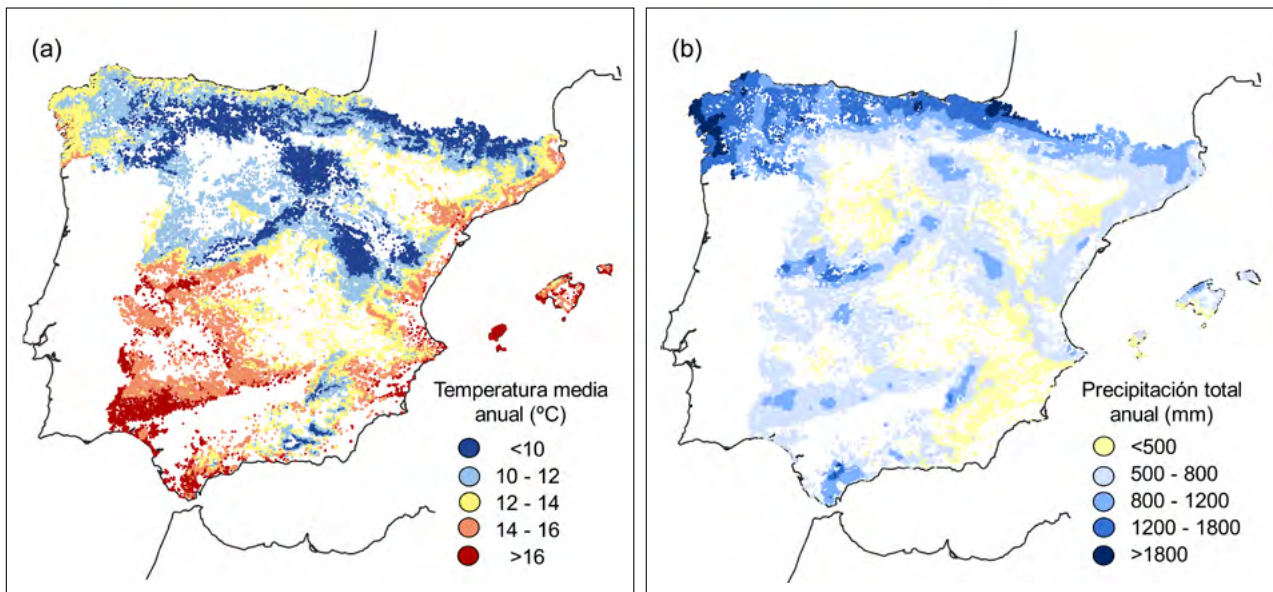


Figura 2.3. Mapa de la península Ibérica mostrando: (a) la temperatura media anual; y (b) la precipitación anual. Elaboración propia con datos especificados en la Tabla 3.4.

Los bosques en España se asientan en las zonas menos productivas ya que las zonas más fértiles se dedicaban a la agricultura. El ser humano ha gestionado secularmente los bosques mediterráneos según una gran variedad de aprovechamientos (Blondel & Aronson 1998, Sevilla 2012). Los usos tradicionales han sido muy variados incluyendo tanto el monte bajo para la obtención de leñas, como los aprovechamientos silvopascícolas y los aprovechamientos madereros generando un mosaico de gran diversidad biológica (Figura 2.4). No obstante, las roturaciones, la sobreexplotación de los recursos y el uso abusivo de la ganadería y del fuego contribuyeron a una merma importante de nuestras masas forestales que quedaron relegadas a bienes patrimoniales singulares durante nuestra historia reciente. Esta circunstancia unida a las políticas liberales de la segunda mitad del s. XIX, resultó en un país en gran parte deforestado, con una cubierta forestal degradada. El proceso repoblador del s. XX, resultó en la reforestación de c. 5 mill. de ha (10% de la superficie nacional), destacando el plan nacional de repoblaciones de 1938 (Montero 1997, Vadell et al. 2016). Adicionalmente, desde finales del s. XX el uso de plantaciones forestales de especies exóticas ha sido promovido en algunas regiones por su rentabilidad económica. Por otro lado, el abandono agrícola está ocurriendo de manera generalizada en Europa y se espera que aumente durante las siguientes décadas, lo que está favoreciendo la expansión del bosque (Navarro & Pereira 2015). Estos antecedentes históricos se reflejan en la estructura de los bosques, p. ej. en la escasez de árboles de gran tamaño (salvo en las dehesas) o la existencia de masas con densidades muy elevadas (Figura 2.4).

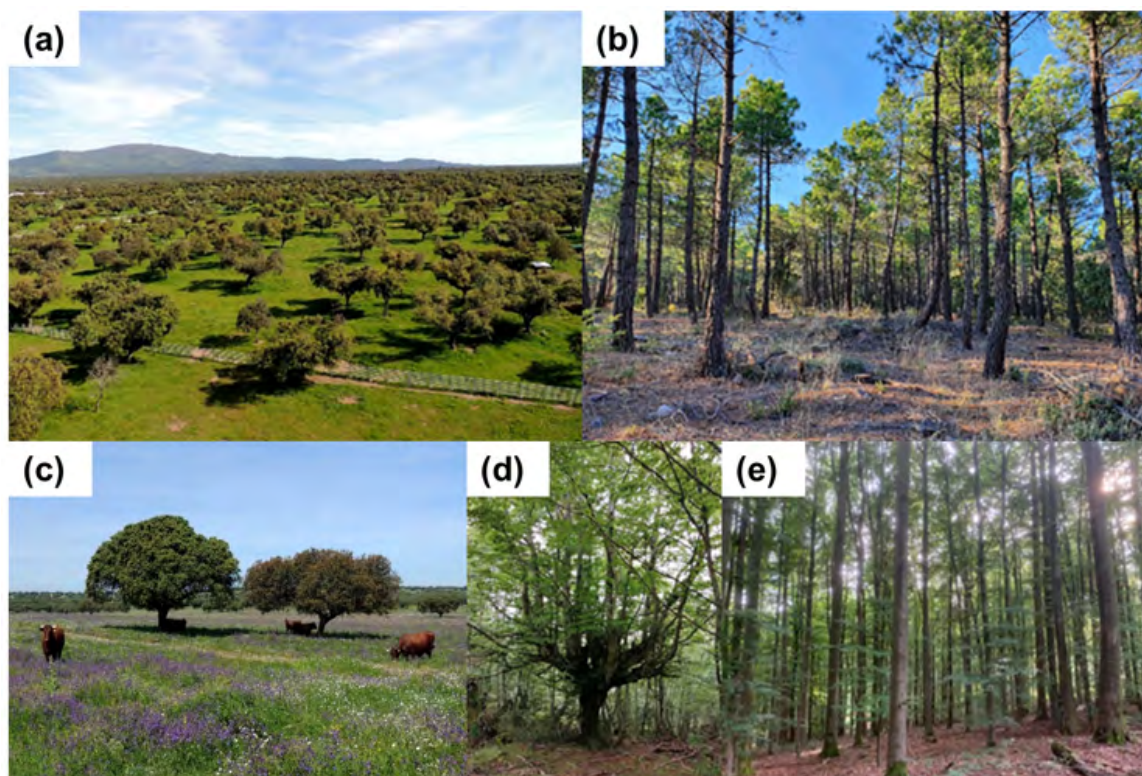


Figura 2.4. Fotografías de variedad de aprovechamientos de bosques ligados al uso humano: (a) dehesa “Los Baldíos” (*Quercus ilex*) para la cría de ganado de lidia. Oliva de Plasencia, Cáceres, 2013, Verónica Cruz Alonso; (b) monte alto de pino negral (*Pinus pinaster*) en la Sierra de Vicort, Aragon, 2020, Miguel A. Zavala; (c) finca pública “Valdesequera” (dehesa de *Quercus ilex*). Badajoz, Badajoz, 2013, Verónica Cruz Alonso; (d) trasmochos de rebollo (*Quercus pyrenaica*), La Hiruela (Madrid) 2020; y (e) monte alto de rebollo (*Quercus pyrenaica*), La Hiruela, Madrid, 2020, Miguel A. Zavala.

Las principales especies nativas usadas en las repoblaciones han sido pinos mediterráneos (*Pinus halepensis*, *P. pinea* y *P. pinaster*), sub-mediterráneos (*P. nigra*) y de montaña (*P. sylvestris*). Aunque los pinares o los pinares mixtos constituyen las etapas finales de la sucesión en algunas zonas (Costa et al. 1997, Zavala et al. 2000), el uso generalizado del pino en las primeras etapas del proceso repoblador se realizó por su crecimiento rápido y carácter pionero, para facilitar la posterior entrada de otras frondosas (Barbero et al. 1998). El uso de frondosas nativas, especialmente del género *Quercus*, se generalizó a partir de los años 90 (Vadell et al. 2016). Además, se hicieron extensas repoblaciones con especies exóticas como el eucalipto (*Eucalyptus* sp.) y el pino de Monterrey (*Pinus radiata*) (ver distribución en la Figura 2.1, Vadell et al. 2016).

Las plantaciones establecidas en la península Ibérica han cumplido en gran parte con los objetivos de recuperación de la cubierta forestal y la protección frente a procesos erosivos de terrenos previamente deforestados que pretendían, debido a la gran extensión que suponen en España (MMA 2002). Sin embargo, muchas de las masas no recibieron tratamientos *post-plantación* (Madrigal 1998) y no siempre estaban alineadas con los intereses de las comunidades locales, lo que ha resultado a menudo en masas estancadas muy vulnerables a los incendios. Todo ello que ha generado un interesante debate sobre el papel de las coníferas en la sucesión de bosques mediterráneos (Maestre & Cortina 2004, Jiménez et al. 2006, Gil 2008, Carrión & Leroy 2010) Se conoce que los niveles de diversidad de las plantaciones varían significativamente en función del uso del suelo previo al establecimiento (ver revisión de Brockerhoff et al. 2008, Bremer & Farley 2010) y se han encon-

trado diferencias en la riqueza de especies y los niveles de regeneración entre bosques plantados y naturales, siendo los plantados más pobres en especies y con menos regenerado (Ruiz-Benito et al. 2012). Gómez-Aparicio et al. (2009) muestra como la riqueza de especies es menor en las plantaciones de pino que en los bosques nativos de fagáceas afectando principalmente a la riqueza del sotobosque. Además, las masas de pinar repoblado presentan a menudo características abióticas y bióticas bien diferenciadas de las masas procedentes de regeneración natural (Ruiz-Benito et al. 2012). La riqueza de especies está principalmente condicionada por factores ambientales y de disponibilidad de recursos, siendo otros factores secundarios las perturbaciones y aquellos que afectan a la dispersión (Pausas & Austin, 2001).

Los nuevos bosques regenerados tras el abandono de las actividades agrícolas suponen una creciente proporción de la superficie forestal de España. Por ejemplo, entre 2000 y 2010 se ha estimado que 2/3 del incremento en la superficie forestal se debió a la regeneración natural (Cruz-Alonso 2019). El efecto del uso pasado y el papel de estos bosques nuevos en la estructura y dinámica forestal se puede estudiar comparando la localización de las parcelas del IFN con fotografías aéreas históricas o mapas de uso del suelo lo que permite conocer que zonas no eran bosque en el pasado (Basnou et al. 2016, Vila-Cabrera et al. 2017, Cruz-Alonso et al. 2019). Los bosques nuevos pueden almacenar grandes cantidades de carbono (22% del total de carbono en bosques en Cataluña, Vila-Cabrera et al. 2017).

CUADRO 2.1. Restauración pasiva versus restauración activa

Las estrategias de mitigación en relación con la gestión forestal pueden centrarse tanto en incrementar la superficie forestal como en gestionar las masas preexistentes (ver apartado I y cuadro I.1). Bastin et al. (2019) estimaron que la cobertura forestal a nivel mundial podría incrementarse en 0,9 billones de ha y existe un elevado potencial para la restauración ya que se espera un fuerte abandono que puede ser una oportunidad para la conservación y gestión (Navarro & Pereira 2015). La gestión forestal puede favorecer la forestación y la reforestación, como técnicas que persiguen introducir individuos nuevos en terrenos con un uso previo diferente o igual al forestal respectivamente. Por otro lado, la restauración forestal contribuye a restablecer los productos y servicios de terrenos forestales que han sufrido algún tipo de degradación.

La estrategia de restauración forestal más adecuada depende de la degradación inicial, las restricciones de financiación, el tiempo disponible y el objetivo a conseguir (Chazdon 2008). Las estrategias de restauración pueden clasificarse en dos grandes grupos: restauración pasiva y restauración activa. La restauración pasiva es la sucesión ecológica o el proceso de autoorganización de los ecosistemas que ocurre después de eliminar o reducir una perturbación. La restauración pasiva es la más genuina y efectiva en términos de coste-beneficio. La restauración activa se basa en la intervención humana para acelerar o influenciar y, en general, acelerar la trayectoria sucesional de recuperación. Comprende un conjunto variado de métodos para superar los filtros ambientales que constriñen la dinámica forestal (Figura 2.5).

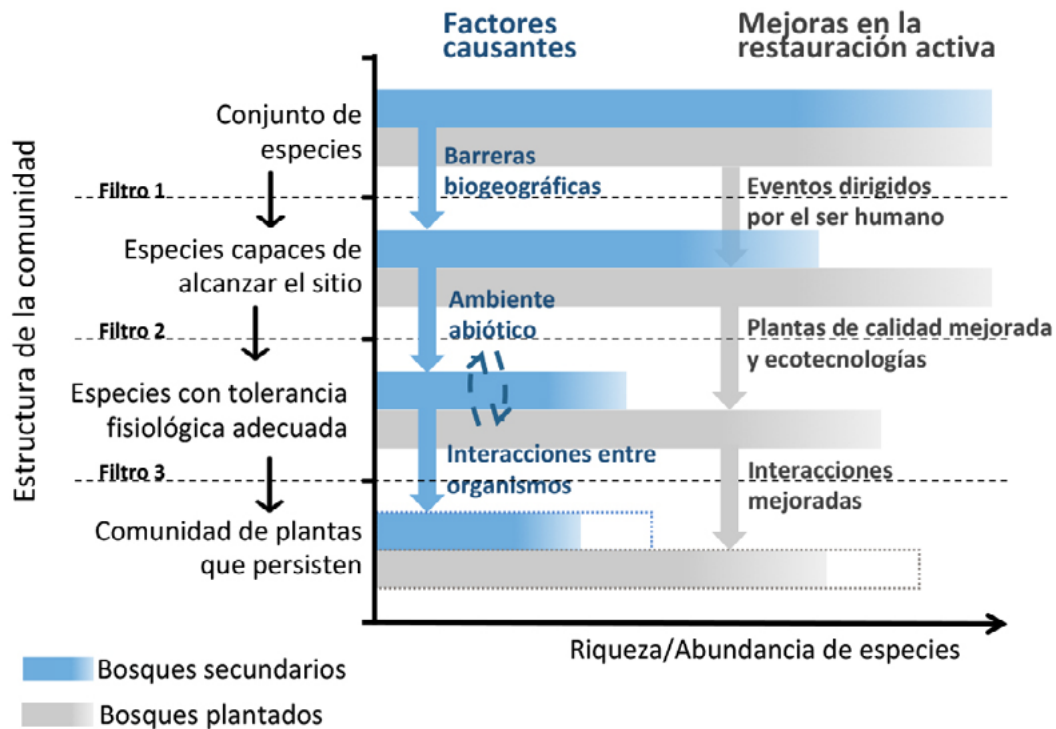


Figura 2.5. Principales filtros ambientales en la restauración forestal (barrera geográfica, ambiente abiótico e interacciones con organismos) y cómo la restauración activa ayuda a pasar estos filtros determinando la riqueza y abundancia de especies. Modificado de Lortie et al. (2004) y Cruz-Alonso (2019).

Los filtros ambientales determinan la riqueza de especies y abundancia de individuos y, por tanto, la estructura de la comunidad en un bosque restaurado (Figura 2.5). Así, del conjunto de especies potencialmente capaces de llegar a un ambiente a restaurar, sólo aquellas con oportunidad de dispersión que superan el filtro biogeográfico son capaces de establecerse. De todas ellas, sólo aquellas con una tolerancia adecuada a las condiciones abióticas del lugar se van a establecer. Este subconjunto puede verse reducido por las relaciones negativas para las plantas entre organismos, por ejemplo, la herbivoría, o favorecido por las relaciones positivas, como la facilitación. En la restauración activa, estos filtros pueden superarse. Así, el filtro biogeográfico desaparece pues el ser humano puede llevar cualquier especie al sitio a restaurar. El filtro abiótico se puede superar gracias a (i) plantas de calidad mejorada (p. ej. genotipos más resistentes a ciertas condiciones), a (ii) ecotecnologías que modifican el ambiente abiótico; y (iii) a las interacciones entre organismos, las cuales se pueden manejar para aprovechar las que son ventajosas como, por ejemplo, la micorrización de las plantas desde vivero. Es importante destacar que las condiciones abióticas modifican las interacciones entre organismos y que estas interacciones a su vez pueden ayudar a las plantas a superar el filtro abiótico o empeorar sus consecuencias. Finalmente, la ejecución de prácticas selvícolas adecuadas permitirá optimizar el estado de la masa (p. ej. densidad, tamaño, riqueza) para la consecución de los objetivos tanto de mitigación como de adaptación.

2.2. Estructura y dinámica reciente: tendencias demográficas

En cuanto a las características estructurales de los bosques españoles existe una gran variabilidad en términos de área basimétrica y densidad, tamaño medio o heterogeneidad de tamaños. Así, se puede observar que existe una mayor proporción de bosques con menores densidades y tamaños medios en comparación con otras zonas europeas (ver Figura 2.6 y datos asociados de Ruiz-Benito et al. 2014b, Ruiz-Benito et al. 2017b).

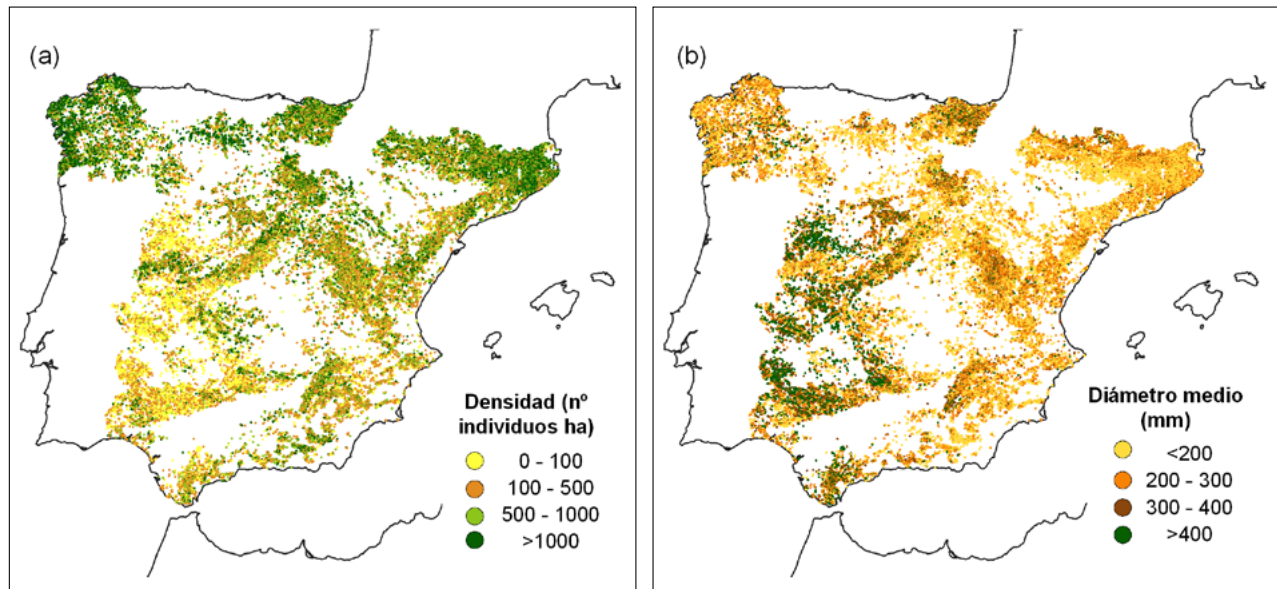


Figura 2.6. Mapa de la península Ibérica mostrando: (a) la densidad arbórea; y (b) el tamaño medio de los individuos. Elaboración propia con los datos especificados en la Tabla 3.3 y modificado de Ruiz-Benito et al. (2017b).

El área basimétrica hace referencia a la suma de las secciones normales de todos los árboles existentes en una determinada superficie. La comparación entre los distintos ciclos del Inventario Forestal Nacional revela que, entre los años 80 y el inicio de los años 2000, el área basimétrica de los bosques españoles aumentó, lo que en parte viene determinado por un balance entre los procesos demográficos subyacentes como el crecimiento, la mortalidad y el reclutamiento de individuos adultos (Figura 2.7). El aumento en el área basimétrica es similar al observado por otros estudios, especialmente en la segunda mitad del s. XX (Ciais et al. 2008, Pan et al. 2011). Se ha observado que un elevado crecimiento se corresponde con elevadas mortalidades (Benito-Garzón et al. 2013), y que hay una fuerte correlación entre el crecimiento y los cambios en área basimétrica (Ruiz-Benito et al. 2014b).

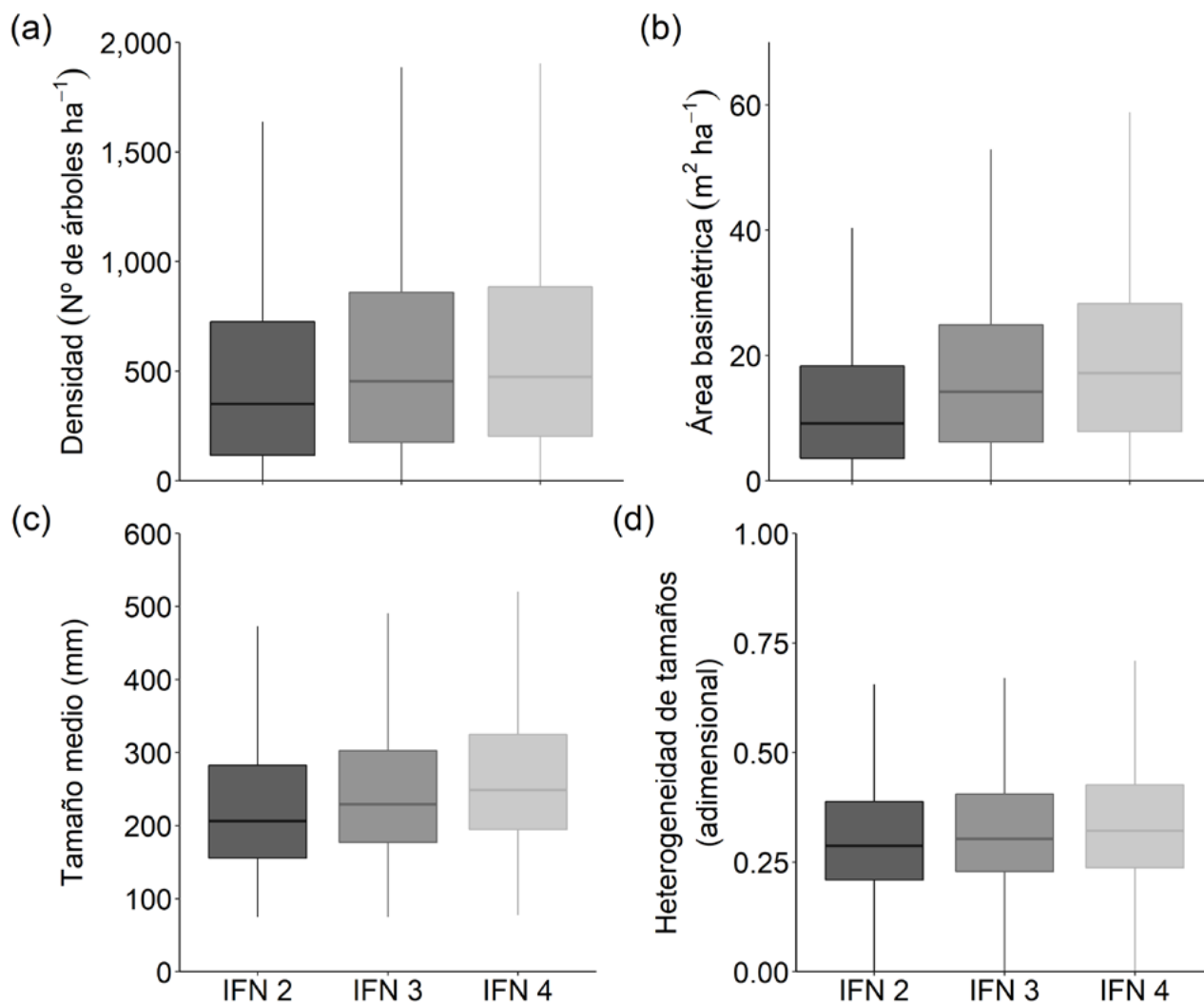


Figura 2.7. Cambios en (a) densidad; (b) área basimétrica; (c) tamaño medio; y (d) heterogeneidad de tamaños entre el segundo, tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN 2, IFN 3 e IFN 4). Modificado de Astigarraga et al. (2020).

A nivel europeo, se ha observado que los aumentos en área basimétrica son menores en las regiones mediterráneas (Figura 2.8a) que en las templadas, siendo los mayores crecimientos absolutos en área basimétrica en la región templada (Alemania y norte de España) mientras que la mayor mortalidad se registra en la región templada y mediterránea (Ruiz-Benito et al. 2014a). El mayor crecimiento en la región templada puede deberse a que en estas zonas no existen fuertes limitaciones de temperatura o disponibilidad de agua, pudiendo ser la disponibilidad de agua y la humedad factores clave en los patrones observados en el mediterráneo (Vayreda et al. 2012, Babst et al. 2013) (Figura 2.8b). Las elevadas mortalidades acaecidas en regiones mediterráneas (Figura 2.8c) pueden deberse también a que la península Ibérica alberga el límite sur de distribución de especies que se distribuyen ampliamente en Europa (Vila-Cabrera et al. 2019), y las poblaciones situadas en los límites meridionales se consideran más expuestas ante los cambios del clima (Matías & Jump 2012).

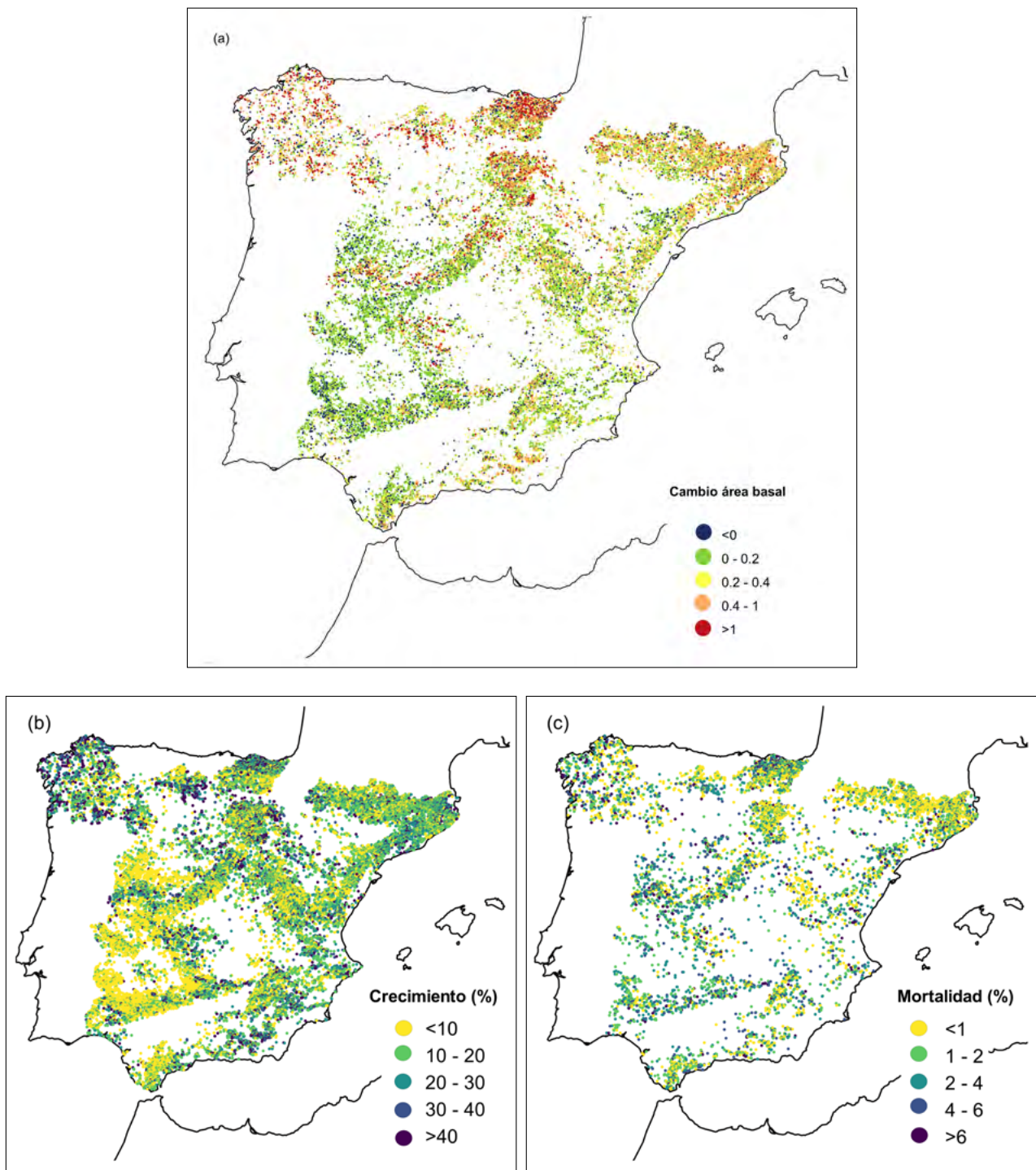


Figura 2.8. Mapa de la península Ibérica mostrando: (a) cambios en área basimétrica; (b) crecimiento a nivel de parcela; y (c) mortalidad a nivel de parcela. Elaboración propia con datos especificados en la Tabla 3.3. Modificado de Ruiz-Benito et al. (2014a).

Además del mencionado aumento del área basimétrica, desde los años 80 (cuando se inició el primer IFN comparable) los bosques han experimentado un aumento en la densidad, en el tamaño medio y en su heterogeneidad (medido a través del coeficiente de variación del d.a.p.) (ver Astigarraga et al. 2020 y Figura 2.7). En cuanto a los resultados de la demografía, se observa que las tasas de mortalidad están aumentando mientras que las del crecimiento y reclutamiento se están atenuando (ver Astigarraga et al. 2020 y Figura 2.9). A pesar de las tendencias observadas, la

productividad forestal sigue creciendo en parte al balance positivo de las tres tasas demográficas (reclutamiento, crecimiento y mortalidad; ver Astigarraga et al. 2020 y Figura 2.7b y 2.9).

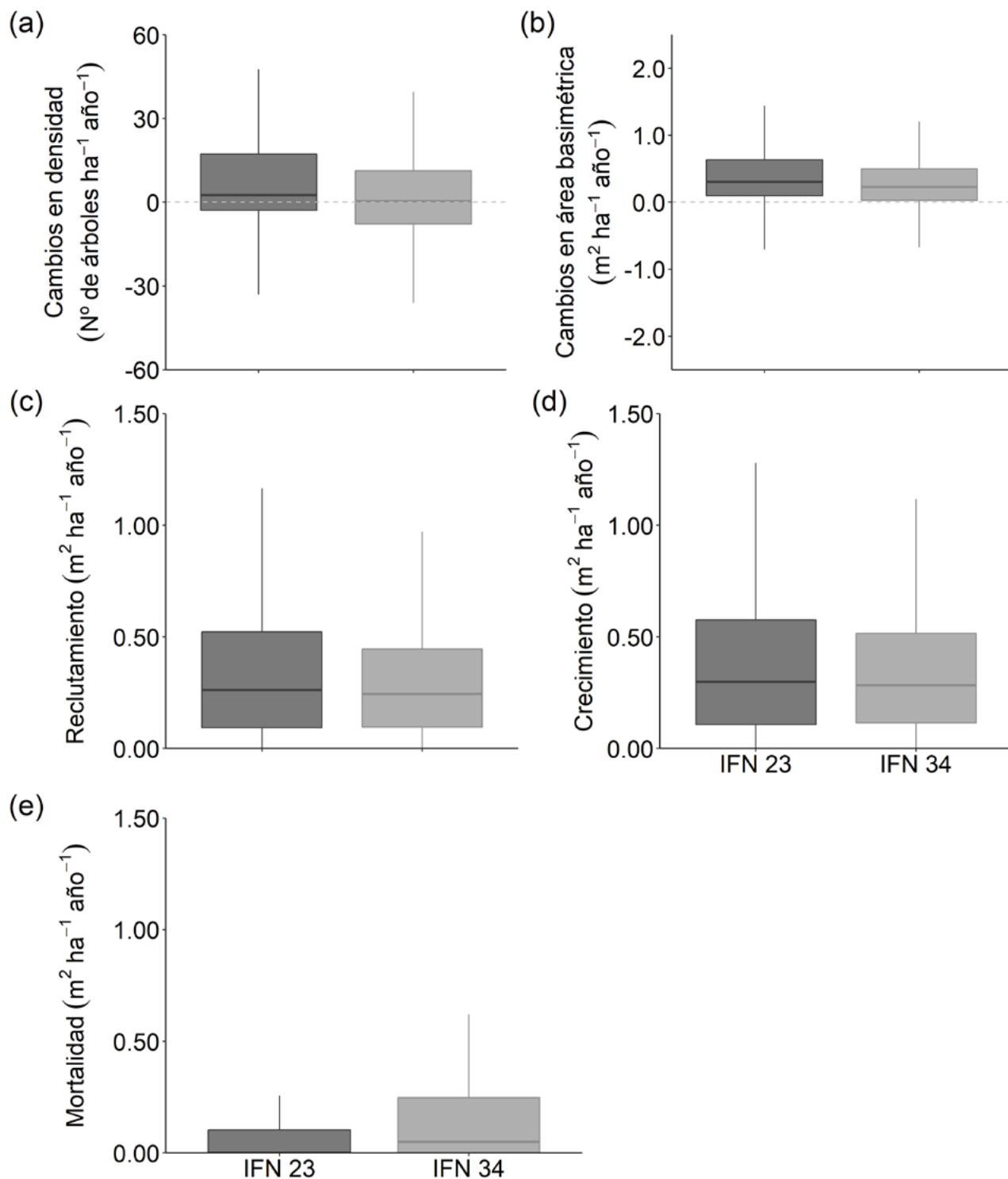


Figura 2.9. (a) cambios en densidad; (b) cambios en área basimétrica; (c) reclutamiento; (d) crecimiento; y (e) mortalidad para el periodo comprendido entre segundo y tercer, y tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN 23 e IFN 34). Modificado de Astigarraga et al. (2020).

2.3. Los bosques españoles ante el cambio global

Bajo el término genérico de cambio global se agrupan todas aquellas actividades que, aunque ejercidas localmente, tienen efectos que trascienden el ámbito local o regional para afectar al funcionamiento global del planeta (Duarte et al. 2006). Así, el cambio climático, los cambios en el uso del suelo, el aumento de la concentración atmosférica de CO_2 y otros gases con efecto invernadero (GEI), el incremento en la deposición y fijación de nitrógeno, la expansión de especies invasoras o la contaminación son motores de cambio que están afectando la composición, extensión, estructura y función de los sistemas forestales españoles (Herrero & Zavala 2015). Las diferentes interacciones entre el cambio climático y otros motores de cambio afectan de diversas maneras a organismos, poblaciones y comunidades de los bosques españoles (Hódar et al. 2004). En este sentido, el efecto de las sequías se ve, por ejemplo, acrecentado por la alta competencia por los recursos hídricos como resultado del cese del uso y gestión de los bosques (Linares et al. 2009, Vilà-Cabrera et al. 2011).

Las anomalías en temperatura y precipitaciones (i.e. cambios absolutos y relativos en las temperaturas y precipitaciones en el periodo entre inventarios forestales respecto a un periodo de referencia) muestran que en la península Ibérica se han producido aumentos generalizados en las temperaturas y un patrón más irregular en las precipitaciones en los últimos años (Figura 2.10), siendo indicadores de cambios medios en el clima. Además del incremento generalizado en las temperaturas, se están observando aumentos en la frecuencia y/o magnitud de eventos climáticos extremos como sequías, olas de calor o heladas tardías; así como de otros elementos clave del cambio global como la frecuencia e intensidad de incendios y plagas y la introducción y dispersión de especies exóticas (p. ej. Seidl et al. 2017). Las tendencias de los índices climáticos indican que las sequías registradas en los últimos años (1986, 1994, 1995, 1999, 2000 y 2005) se están acentuando (valores mínimos de mayor magnitud, ver Figura 2.11).

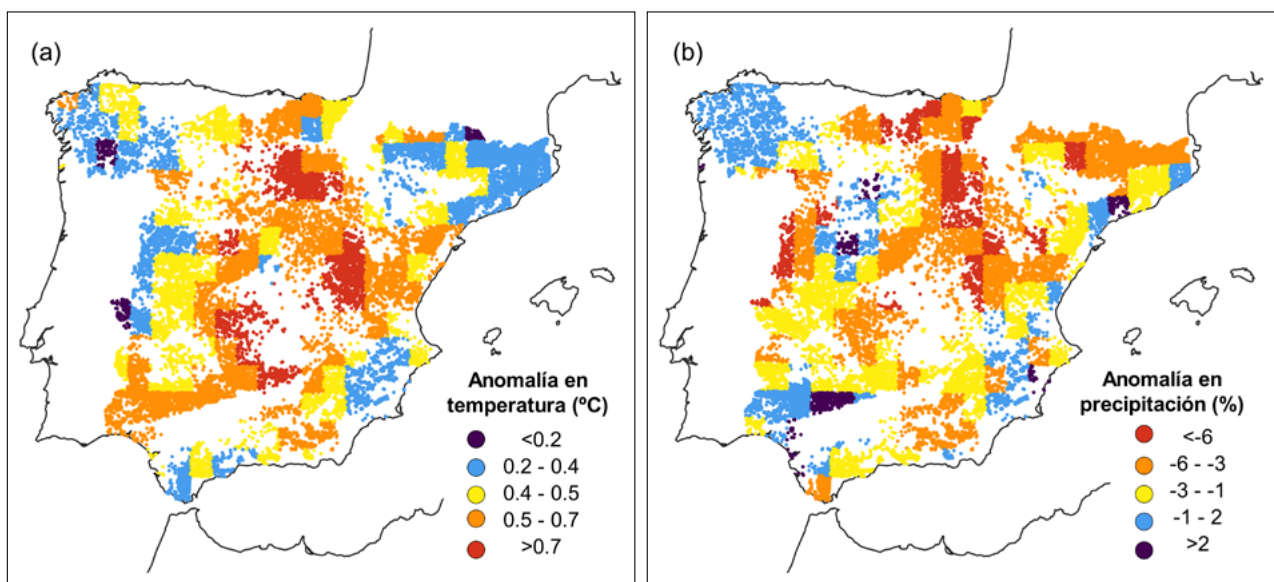


Figura 2.10. (a) Distribución espacial de las anomalías en temperatura; y (b) precipitación. Elaboración propia con datos especificados en Tabla 3.4. Modificado de Ruiz-Benito et al. (2014a).

El incremento de las temperaturas y de las perturbaciones asociadas al cambio climático están afectando a los ecosistemas forestales a distintas escalas y niveles de organización, pudiendo alterar su funcionamiento. Precisamente, se han detectado cambios en la fenología de la foliación, caída de

la hoja, floración y fructificación de varias especies arbóreas en el noreste de la península Ibérica (Peñuelas & Filella 2001, Peñuelas et al. 2002), lo que supone un alargamiento del periodo vegetativo para estas especies. En las especies arbóreas, como el haya y el pino silvestre, el incremento de la aridez puede limitar la conductancia hidráulica, restringiendo así su capacidad para fijar carbono debido a un fuerte control estomático (Martínez-Vilalta & Piñol 2002, Aranda 2015). Esto, unido al incremento de la respiración por las altas temperaturas (Hartley et al. 2006), puede provocar un desequilibrio en el balance de carbono de las especies arbóreas. Este desequilibrio y los procesos de embolia por cavitación inducidos por la sequía pueden reducir el vigor de los individuos e incluso provocar su muerte (McDowell et al. 2008, 2011).

Los impactos de los cambios en el clima en la fisiología de las especies repercuten en las principales tasas demográficas de las especies, como el crecimiento, la supervivencia y la regeneración. Así, se han registrado disminuciones de la supervivencia (Linares et al. 2009, Herrero et al. 2013), el crecimiento (Gómez-Aparicio et al. 2011, Martínez-Vilalta et al. 2012, Herrero & Zamora 2014, Camarero et al. 2015, Sánchez-Salguero et al. 2018) y el reclutamiento (Mendoza et al. 2009, Matías et al. 2012) asociados al incremento de la aridez. Cabe reseñar, que los efectos negativos de las sequías severas se ven exacerbados en bosques especialmente densos (Linares et al. 2009, Vilà-Cabrera et al. 2011, Ruiz-Benito et al. 2013b) lo que puede deberse a una falta de actuaciones silvícolas o una falta de gestión (Madrigal 1998, Jump et al. 2017; Figura 2.12a). En bosques con una alta densidad, la competencia entre los individuos por los recursos hídricos acrecienta el efecto negativo de la sequía (Jump et al. 2017, Moreno-Fernández et al. 2020). Las defoliaciones producidas por plagas y la afectación por patógenos se asocian también con las sequías (al dañar preferentemente a árboles debilitados; McDowell et al. 2008) y con el incremento de las temperaturas (al favorecer la reproducción de invertebrados que producen plagas, Hódar y Zamora 2004). Estos impactos pueden verse también exacerbados en bosques monoespecíficos y de arbolado coetáneo, donde la movilidad de las plagas y patógenos es elevada, lo que les permite incrementar sus efectos nocivos (Hódar et al. 2003, 2004). A este conjunto de impactos (reducciones en el crecimiento, mortalidades elevadas y defoliaciones) se le denomina decaimiento forestal (Camarero et al. 2008) y afecta a numerosas formaciones forestales españolas como pinares (p. ej. Vilà-Cabrera et al. 2011, Sánchez-Salguero et al. 2013), abetares (p. ej. Camarero et al. 2011), hayedos (p. ej. Jump et al. 2006) y bosques de quercíneas (Braisier 1992).

Las cotas altitudinales inferiores y las latitudes meridionales son las más expuestas al cambio climático y donde se están registrando los mayores impactos en las tasas demográficas de las especies arbóreas (Matías & Jump 2012). Las disminuciones de las tasas demográficas de las especies arbóreas en su límite de distribución pueden suponer retracciones en su distribución, que podrían acompañarse por expansiones en los límites altitudinales superiores y latitudinales septentrionales debido a la disminución del estrés causado por las bajas temperaturas (Lenoir et al. 2008). Así, se han detectado ascensiones altitudinales para el haya en el macizo del Montseny (Cataluña; Peñuelas & Boada 2003, Peñuelas et al. 2007), para el rebollo, el pino silvestre y el haya en Navarra (Hernández et al. 2017), y para el enebro común (*Juniperus communis* L.) y el piorno serrano (*Cytisus oromediterraneus*) en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central; Sanz-Elorza et al. 2003). Estos cambios en la distribución están asociados también con cambios en el uso del suelo como las variaciones en la presión ganadera o la gestión del monte (p. ej. reducción de la quema de brezales para su conversión en pastos) que pueden favorecer o reducir la regeneración o el crecimiento de las especies arbóreas o arbustivas a distintas cotas altitudinales (Améztegui et al. 2010, Moreno-Fernández et al. 2016). Sin embargo, los bosques situados cerca de las cumbres de las montañas

también se encuentran entre los más vulnerables, debido a que las migraciones hacia estaciones más favorables están limitadas, por lo que la única opción de supervivencia de estas comunidades vegetales se reduce a la adaptación a las nuevas condiciones climáticas (Aitken et al. 2008).

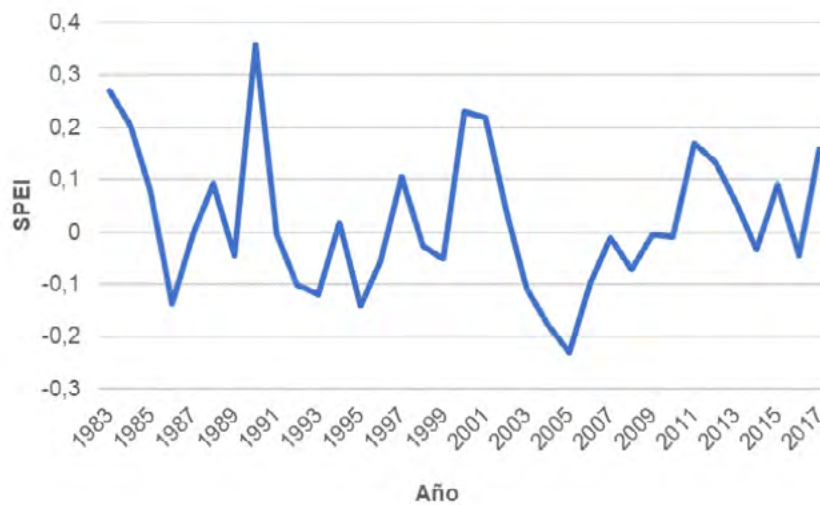


Figura 2.11. Valores del índice de sequía SPEI (*Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index*) calculado en base a 12 meses para el período 1983-2017 en las parcelas del Inventario Forestal Nacional usando la base de datos SPEI (Vicente-Serrano et al., 2010). Es un índice estandarizado para cada sitio por lo que valores menores que cero significan años secos respecto a la media de los sitios considerados.

Otro peligro asociado al cambio climático es el de los incendios forestales, los cuales pueden poner en riesgo el servicio de soporte de los bosques y su papel en el almacenamiento de carbono (Figura 2.12b). En España se ha estimado que el régimen de incendios está cambiando: aumentando la frecuencia (ver distribución de la frecuencia en España, Figura 2.13), pero sobre todo incrementando el tamaño y severidad dando lugar a grandes incendios forestales (Hernández et al. 2020). De hecho, se esperan incrementos de 2,0 a 2,5 veces en el número de incendios y de 3,4 a 4,6 veces en el área afectada según los distintos modelos climáticos (Vázquez de la Cueva et al. 2012). El término incendios forestales se refiere a los incendios, tanto naturales como de origen antrópico, que ocurren en los ecosistemas terrestres y se propagan a través de la vegetación (Pausas 2012). El régimen de incendios puede definirse como el patrón de frecuencia, intensidad, severidad, estacionalidad y tamaño del incendio en un territorio en particular. La respuesta de la comunidad vegetal depende en gran medida del régimen de incendios. Así, la comunidad puede ser resiliente o por el contrario general procesos de degradación (Pausas 2012). En España se observa una elevada frecuencia de incendios en las masas de la región Atlántica y puntualmente en otras zonas (Figura 2.13). En el norte peninsular esta frecuencia se relaciona con la intencionalidad, mientras que en otras zonas la intencionalidad se vincula a la existencia de grandes incendios forestales (Martínez-Fernández & Chuvieco 2013).



Figura 2.12. Ejemplo de efectos de sequías e incendios. Arriba: encinas (*Quercus ilex*) sobre suelos arenosos o franco-arenosos, muy someros, después del verano de 2019. Inmediaciones de la presa del Castro de las Cogotas, Ávila, 2019, Jorge Mongil Manso. Abajo: incendio ocurrido en El Arenal, Ávila, donde ardieron c. 4200 ha., 2009, Beatriz Arias Flecha.

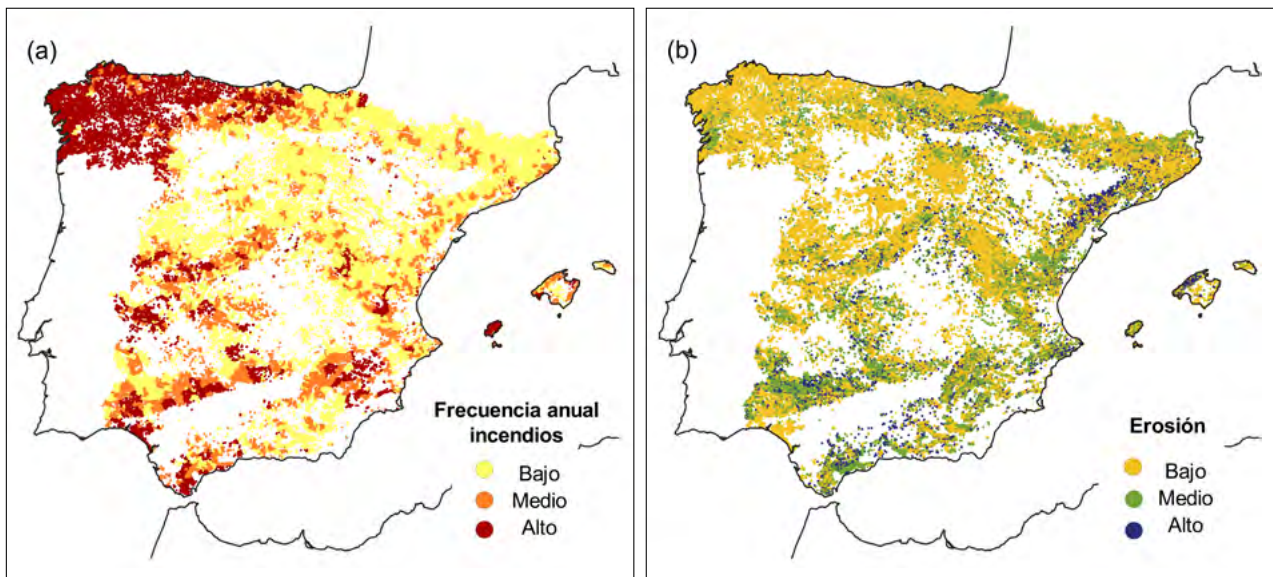


Figura 2.13. Mapas de (a) frecuencia de incendios entre el segundo y tercer Inventario Forestal Nacional según información de la Estadística General de Incendios Forestales; y (b) niveles de erosión según el Mapa de Estados Erosivos (MAPAMA, 2001). Un nivel de erosión bajo se corresponde con unas pérdidas de suelo anuales inferiores a 10 t ha^{-1} ; un nivel medio con unas pérdidas de suelo anuales de entre 10 y 50 t ha^{-1} ; y un nivel alto con unas pérdidas de suelo anuales superiores a 50 t ha^{-1} . Elaboración propia con datos especificados en el apartado 3.3 (Tabla 3.5). Modificado de González-Díaz et al. (2019).

Las especies arbóreas exóticas forman parte importante de los sistemas forestales españoles. Especies como *Pinus radiata* D. Don, *Eucalyptus globulus* Labill, y *E. camaldulensis* Dehnh son ampliamente utilizadas en plantaciones productivas en la cornisa cantábrica y Galicia (FAO 1981, Mead 2013). Otras especies exóticas como *Cupressus arizonica* Greene, *Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco o *Chamaecyparis lawsoniana* (A. Murray bis) Parl. han sido utilizadas también en repoblaciones forestales a lo largo del territorio español (Valdés & Carlos 1996, López-Sánchez et al. 2009, Vadell et al. 2016). Los motores de cambio global podrían aumentar la capacidad invasiva de algunas de estas especies exóticas, convirtiéndolas en especies invasoras, o favorecer aún más la expansión de especies arbóreas invasoras, como *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle o *Robinia pseudoacacia* L., las cuales alteran el funcionamiento del ecosistema y pueden afectar negativamente a las especies nativas (p. ej. Medina-Villar et al. 2015). El cambio climático (incluidos los eventos climáticos extremos) y las deposiciones de nitrógeno podrían aumentar la supervivencia, el crecimiento y la reproducción de los individuos, pudiendo facilitar las fases de colonización, establecimiento y extensión de la invasión (Dukes & Mooney 1999, Diez et al. 2012, Vilá et al. 2015).

CUADRO 2.2. Importancia y caracterización de las perturbaciones: el caso de los incendios en el mediterráneo.

Las perturbaciones son cambios temporales en las condiciones ambientales que producen alteraciones en un determinado organismo, población o comunidad. No existen ecosistemas libres de perturbaciones, y así se ha observado en el caso del fuego ya que desde los ecosistemas mixtos de coníferas del mediterráneo (frecuencia < 10 años) hasta los bosques boreales (frecuencias c. 100 años) el fuego se produce como una perturbación natural (Whelan 1995).

El régimen de incendios viene fundamentalmente determinado por cuatro aspectos (Whelan 1995, Keeley & Zedler 1998): la frecuencia (número de eventos por unidad de tiempo y espacio), extensión (superficie afectada), magnitud (duración e intensidad o calor liberado por unidad de tiempo) y severidad (daño causado a los organismos o propiedades del sistema). El régimen de incendios determina el tipo de incendio que se puede producir (Pausas 2010), siendo los básicos incendios de superficie (poca intensidad y frecuencia elevada que afectan al sotobosque, son típicos de bosques abiertos y coníferas mediterráneas de montaña), incendios de copa (elevada intensidad que afectan al conjunto de la vegetación, son típicos de matorrales mediterráneos y bosques densos) e incendios de subsuelo (sin llamas en superficie, son típicos de turberas en zonas boreales).

Los ecosistemas están fuertemente vinculados a un cierto régimen de perturbaciones, ya que la vegetación y el fuego tienen una fuerte relación en sus orígenes (Pausas 2010). El clima mediterráneo se caracteriza por veranos secos y calurosos que favorecen una cierta frecuencia de incendios en verano y que ha actuado como un factor evolutivo clave (Keeley et al. 2011). En el mediterráneo existen indicios de fuegos que se conocen gracias a la existencia de carbones fósiles, indicando un predominio de fuegos superficiales especialmente a finales de verano y comienzos de otoño (Zamora & Pugnaire 2001). El fuego es por tanto una importante fuerza selectiva y las especies mediterráneas presentan estrategias de adaptación a los incendios como el rebrote, el corcho del alcornoque o la serotinia (liberación de semillas tras el fuego, ver Figura 2.14).



Figura 2.14. Izquierda: rebrote epicórmico de eucalipto siete meses después del fuego. Derecha: piña serotina de *Pinus halepensis*. Fotografías de Juli Pausas disponibles en: <https://jgpausas.blogs.uv.es/>

Además de los peligros mencionados anteriormente para los bosques en relación con el cambio climático (p. ej. sequías, plagas, incendios o especies invasoras) se unen los efectos de la erosión del suelo ya que, junto con la biomasa viva, es un reservorio clave de carbono (ver Figura 1.2). Las reservas de carbono en el suelo suponen el 80% del carbono de los ecosistemas terrestres (Lal et al. 2008), pero la erosión puede producir su pérdida. La erosión del suelo, definida como el proceso que conlleva la pérdida de material edáfico por la acción del agua de lluvia (erosión hídrica) y/o del viento (erosión eólica) (MAGRAMA 2016) se ve acelerada por el uso intensivo de la tierra y prácticas agrícolas inadecuadas. Además, la erosión del suelo puede verse exacerbada por los cambios esperados en el clima (p. ej. lluvias torrenciales o sequías intensas) y el incremento de la frecuencia e intensidad de los incendios. Se estima que la erosión del suelo procedente de los suelos agrícolas puede contribuir como fuente de carbono a la atmósfera liberando entre 0,92 y 10,1 Tg C anuales en la Unión Europea a lo largo del presente siglo (Lugato et al. 2018). En España, casi la mitad del territorio nacional presenta una intensidad de erosión superior a los límites tolerables ($> 12 \text{ t ha}^{-1}$, MAGRAMA 2016) y un 12% del territorio nacional presenta una erosión muy severa (casi cuatro veces superiores) (MAGRAMA 2016). Con el fin de cuantificar la erosión se realizó en España el Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES). El INES analiza los principales procesos de erosión y fenómenos erosivos, para determinar áreas prioritarias de actuación, desarrollo de planes hidrológico-forestales y de lucha contra la desertificación. Los valores más elevados de erosión en España se encuentran en la franja mediterránea, franja Norte y Sierra Morena (Figura 2.13b).

La estructura de los bosques españoles está ligada tanto a factores ecológicos, como a presiones humanas que han variado a lo largo de los siglos. La fase actual de cambio global ha aliviado algunas presiones, pero ha intensificado otras generando un escenario complejo. La predicción del aumento de la aridez en los ecosistemas mediterráneos resulta muy preocupante debido a las condiciones límites de muchos de estos ecosistemas. Por otro lado, la fragmentación de los bosques y los cambios bruscos en algunos de los usos tradicionales pueden mermar su resiliencia generando dinámicas autosucesionales y procesos erosivos. El marco actual establecido en los Acuerdos de París puede ser una oportunidad para definir políticas de mitigación y adaptación que permitan la conservación y desarrollo sostenible del medio rural.

3. CARACTERIZACIÓN DE LOS BOSQUES ESPAÑOLES MEDIANTE EL INVENTARIO FORESTAL NACIONAL

3.1. Fuentes de datos para la cuantificación del efecto sumidero de los bosques

Existen diversos métodos para la estimación de la biomasa forestal y la cuantificación del contenido de carbono. Estos métodos dependen tanto de la técnica de muestreo como de la escala espaciotemporal que abarcan, siendo las ordenaciones forestales y los datos dendrocronológicos clave a escalas temporales amplias, mientras que la teledetección e Inventarios Forestales Nacionales (IFN) informan sobre la respuesta forestal a escalas espaciales relativamente amplias (Ruiz-Benito et al. 2020).

A escalas temporales anuales largas la información dendrocronológica es relevante al proporcionar datos sobre el crecimiento radial a nivel de individuo y permite analizar el efecto del clima sobre el crecimiento individual a largo plazo y a escalas espaciales intermedias (Gazol et al. 2018). A pesar de existir bases de datos armonizadas de crecimiento radial como el ITRB (“*International Tree Ring Database*”, <https://www.ncdc.noaa.gov/data-access/paleoclimatology-data/datasets/tree-ring>), éstas proporcionan información a nivel de individuo con muestras tomadas en individuos dominantes, para maximizar así la señal climática, por lo que la información de otras fuentes de datos puede ser clave para mejorar las estimaciones de productividad a nivel de ecosistema (Ruiz-Benito et al. 2020). A escala de monte, la información contenida en los proyectos de ordenación forestal (los cuales incluyen muestreos de campo) proporciona información útil sobre la evolución de los bosques. Estos archivos contienen información referente a la densidad de la masa, el tamaño de los individuos y el volumen de madera procedente de parcelas de dimensiones variables (Madrigal-González et al. 2017). Una de las mayores limitaciones para el uso de esta información en España es que no está armonizada a nivel estatal. Además, una parte importante de la superficie forestal nacional no dispone de planes de ordenación (MMA, 2005).

A escalas regionales y nacionales los IFN son clave para conocer el almacenamiento y captura de carbono (Figura 3.1, Chirichi et al. 2011). En los IFN se realiza un muestreo sistemático o aleatorio

sobre las zonas forestales de un determinado territorio que se repite periódicamente, lo que permite estudiar la dinámica forestal. En los IFN se incluyen datos relacionados con el tamaño de los árboles, la especie, el regenerado o la abundancia de matorral. Esta información permite estimar la acumulación de biomasa en un bosque entre inventarios de forma directa. Además de los IFN, existen otras redes de inventario forestal específicas como la red ICP (“*International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests*”) que busca proporcionar información a escala europea del estado de los bosques con una elevada resolución temporal gracias a las mediciones anuales sobre el estado de los bosques (UNECE & ICP Forests Programme Coordinating Centre, 2016).

La teledetección supone una alternativa a los métodos de campo al proporcionar información sobre la respuesta de los bosques a una elevada resolución espacial o temporal (Figura 3.1, Ruiz-Benito et al. 2020). La respuesta espectral de la vegetación y sus cambios, tomada desde sensores remotos, es dependiente de las características físicas y químicas de la cubierta terrestre, y puede reflejar por tanto la dinámica forestal. La estimación de variables biofísicas (p. ej. el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada o NDVI de su nombre en inglés “*Normalized Difference Vegetation Index*”) a través de la intensidad de la radiación de diferentes bandas del espectro electromagnético se basa normalmente en modelos empíricos, para cuya calibración y validación hace falta datos de campo como los IFN (Wilson et al. 2018). Existen bases de datos a nivel europeo que integran datos armonizados de teledetección de 13 países (productos MODIS), que permiten calcular el carbono arbóreo y el volumen de madera para el periodo 2000-2010 (Moreno et al. 2017).

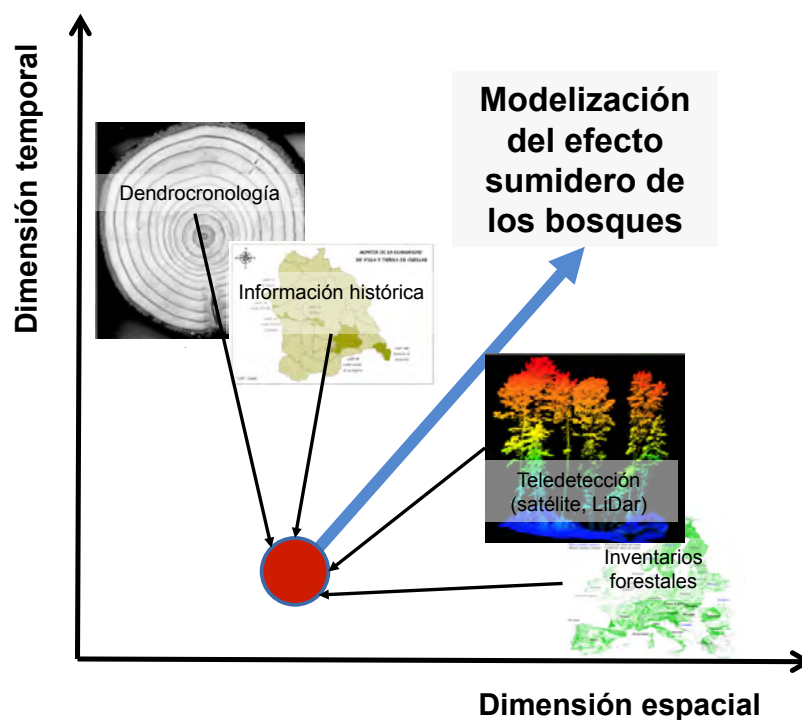


Figura 3.1. Fuentes de datos disponibles para calcular el carbono almacenado y capturado por los bosques españoles incluyendo: (i) datos dendrocronología (fotografía de *Abies balsamea*, Henri Grissino-Meyer); (ii) información histórica (p. ej. ordenaciones forestales); (iii) datos de teledetección como información LIDAR y (iv) inventarios forestales nacionales. Modificado de Ruiz-Benito et al. (2020). Se muestra cómo la modelización puede ayudar a predecir a dimensiones temporales y espaciales superiores que las ofrecidas directamente por las distintas fuentes de datos.

La información de LIDAR (“*Light Imaging Detection and Ranging*”) proporciona información detallada de la estructura forestal en tres dimensiones y se ha usado para estimar propiedades biofísicas y estructurales del bosque (p. ej. altura de copas, biomasa, índice de área foliar, fracción de cubierta), y su dinámica en un amplio rango de ecosistemas forestales dando mejores resultados que los sensores ópticos pasivos y radar (García et al. 2010). El PNOA-LIDAR (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea, <https://pnoa.ign.es/>) surge en el año 2009 y tiene como objetivo cubrir todo el territorio español con una periodicidad de 6 años. El primer vuelo PNOA-LIDAR ya se ha finalizado (2009-2015) y está en curso el segundo (2015-2020). Aunque actualmente los datos LIDAR se usan en la cartografía del Mapa Forestal Español para informar sobre la altura y la cobertura arbórea (Alberdi et al. 2016), se han consolidado como una fuente fiable de información sobre la estructura del bosque y se pueden utilizar para la estimación de las existencias de biomasa. Por ejemplo, se estimaron los cambios en biomasa vegetal en pinares y encinares del NO de la Comunidad de Madrid, usando la información más actualizada del IFN (tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional, años 2000 y 2012) y del PNOA-LIDAR (años 2010 y 2016). La altura media del modelo del dosel en el vuelo LIDAR de 2016 explicó el 61% de la varianza de los valores de biomasa en pinares, y el 52% en los encinares (Pizarro 2019). Otros autores han realizado modelos predictivos de biomasa usando datos del PNOA-LIDAR y el IFN4 para el *Pinus radiata* obteniendo un coeficiente de terminación del 0,67 (Zuazo et al. 2017).

3.2. Estimación del almacenamiento de carbono arbóreo y la productividad forestal

Los Inventarios Forestales Nacionales (IFN) son una valiosa fuente de datos para estudiar la extensión, el estado y la evolución de los bosques a nivel de región o de país (Chirici et al. 2011). La información de los IFN es fundamental para la coordinación de políticas forestales y para la conservación, gestión y planificación de las masas forestales (MITECO 2020b). La extensión, periodicidad, los elementos muestreados y la forma del muestreo de árboles adultos, regenerado y matorral depende del país que haya realizado el inventario (ver por ejemplo, Tabla 3.1). Existen importantes esfuerzos de armonización de inventarios nacionales tanto a nivel europeo (Baeten et al. 2013) como a nivel mundial (Kunstler et al. 2016). Así, se han realizado importantes avances a nivel europeo para que las definiciones usadas en distintos los IFN sean comunes y respondan de una manera homogénea a nivel europeo para dar respuesta a informes internacionales (Vidal et al. 2016).

Los IFN son clave para estudiar patrones y procesos ecológicos en los bosques (Ruiz-Benito & García-Valdés 2016). De hecho, el uso los IFN en estudios de investigación ha crecido enormemente en las últimas décadas, no sólo en España, sino también a escala europea y mundial para conocer la productividad forestal y el carbono almacenado en masas forestales (Vayreda et al. 2012a, Ruiz-Benito et al. 2014a) o identificar los factores subyacentes al almacenamiento y la productividad de carbono (Ruiz-Benito et al. 2014b). Además, los IFN sirven de información básica no sólo para la planificación de políticas, acciones de conservación y recursos forestales (Alberdi et al. 2016) sino también para la planificación y consecución de estrategias nacionales frente al cambio climático, como el PNACC 2021-2030 y la Estrategia Nacional de Infraestructura Verde y de la Conectividad y Restauración Ecológica (<https://www.miteco.gob.es>).

Tabla 3.1. Ejemplos de los Inventarios Forestales Nacionales armonizados en el proyecto europeo FUNDIV con información sobre el país, año de muestreo, tipo de muestreo, tamaño de la parcela y tamaño mínimo de los árboles. Ver descripción en Baeten et al. (2013) y Ratcliffe et al. (2016).

	España	Alemania	Wallonia (Bélgica)	Suecia	Finlandia
Fechas muestreo	1986/96, 1997/2007	1986/90, 2001/02	1994/2003, 2008/11	2005/10, 2008/10	1985/86, 1995
Diseño muestreo	Parcelas de muestreo sencillas Cuadrícula 1 x 1 km	Diseño agrupado Cuadrícula 4 x 4 km (varía) 4 parcelas en cada grupo	Parcelas de muestreo sencillas Cuadrícula 1 x 0,5 km	Diseño agrupado Varía	Diseño agrupado Cuadrícula 16 x 16 km (varía) 10, 11, 14 parcelas por grupo
Diseño muestreo árboles	Radio variable	Método Bitterlich	Radio variable	Radio variable	Radio variable
Tamaño parcela (m ²)	79, 315, 707, 1964	BAF = 4 m ² ha ⁻¹	63, 254, 1017	38, 314	100, 300
d.a.p. mínimo (cm)	7,5	10; 7	6,4	4	1

BAF: Factor de área basimétrica; d.a.p.: diámetro a la altura del pecho.

3.2.1. Descripción del Inventario Forestal Nacional Español

El IFN español consiste en un muestreo de parcelas cada km² sobre todas las masas forestales del territorio español. La unidad básica de muestreo es la provincia. Actualmente en España hay disponibles cuatro ediciones del IFN. El primer IFN se realizó entre 1966-1975 (IFN1), el segundo IFN entre 1986-1996 (IFN2), el tercer IFN entre 1997-2007 (IFN3, Figura 3.2) y finalmente se está trabajando en el cuarto IFN desde el 2008 (IFN4). Las mediciones se repiten aproximadamente cada 10 años desde el IFN2 (según el artículo 28 de la Ley de Montes 43/2003 de 21 de noviembre, Figura S1.1).

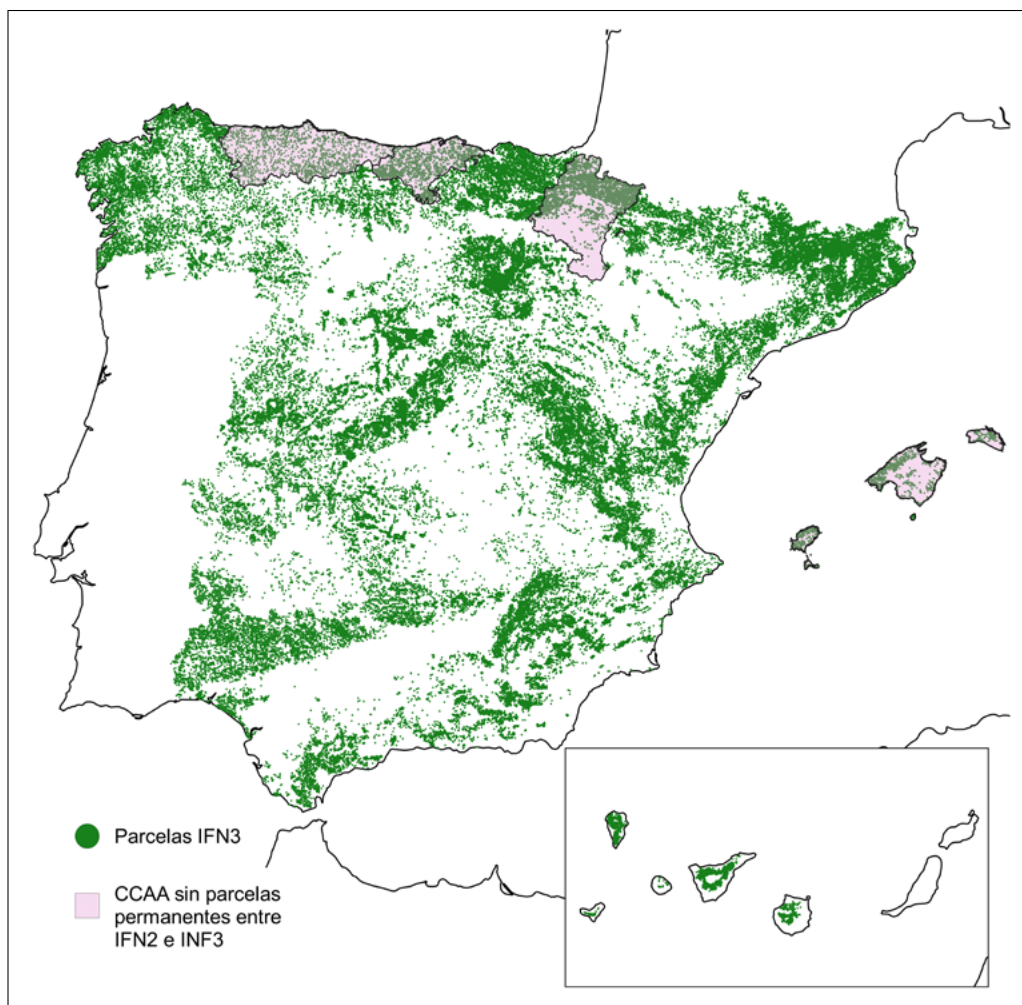


Figura 3.2. Mapa de España con las parcelas del tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3) mostrando las Comunidades Autónomas (CCAA) sin parcelas permanentes entre el segundo y tercer IFN.

El IFN1 fue clave para obtener estadísticas forestales a nivel nacional, esenciales en los años 70 para los planes de desarrollo y actuación sobre los recursos forestales desarrollados por el gobierno. Sin embargo, el muestreo del IFN1 fue estratificado con parcelas temporales (ver Tabla 3.2). Con el IFN2 ya se buscó la continuidad del proyecto del IFN y su repetición, de forma que se fijó una cuadrícula sistemática sobre las zonas forestales cada km^2 y un ciclo de muestreo cada 10 años con posibilidad de rebajarlo hasta cinco años en zonas de crecimiento rápido (Villaescusa & Díaz, 1998, Figura 3.2). En el IFN2 se muestrearon parcelas circulares de radio variable y, para el remuestreo posterior, se localiza el centro exacto de la parcela. A partir del IFN2 (es decir, en el IFN3 e IFN4) se remuestrean los árboles medidos en las parcelas permanentes del anterior IFN, además de nuevas parcelas en zonas de expansión forestal (ver descripción del tipo de parcela, Figura 3.3). Por tanto, el IFN3 es perfectamente comparable al IFN2 para todas las parcelas permanentes y en aquellas provincias en las que se realizó un muestreo sistemático (las parcelas de Baleares, Asturias, Cantabria y Navarra no son comparables entre el IFN2 y el IFN3 ya que en el IFN2 se utilizaron muestreos similares al IFN1, Figura 3.3). El IFN4 se ha realizado actualmente en 20 provincias y en todas es comparable al IFN3 (Tabla 3.2). Se esperaba muestrear 98.000 parcelas una vez acabado el ciclo, pero debido a factores económicos en algunas comunidades se ha reducido el número de parcelas siendo la reducción del 50% de las parcelas muestreadas en el IFN3 en Cataluña y del 25% en Extremadura y Canarias (Alberdi et al. 2016).

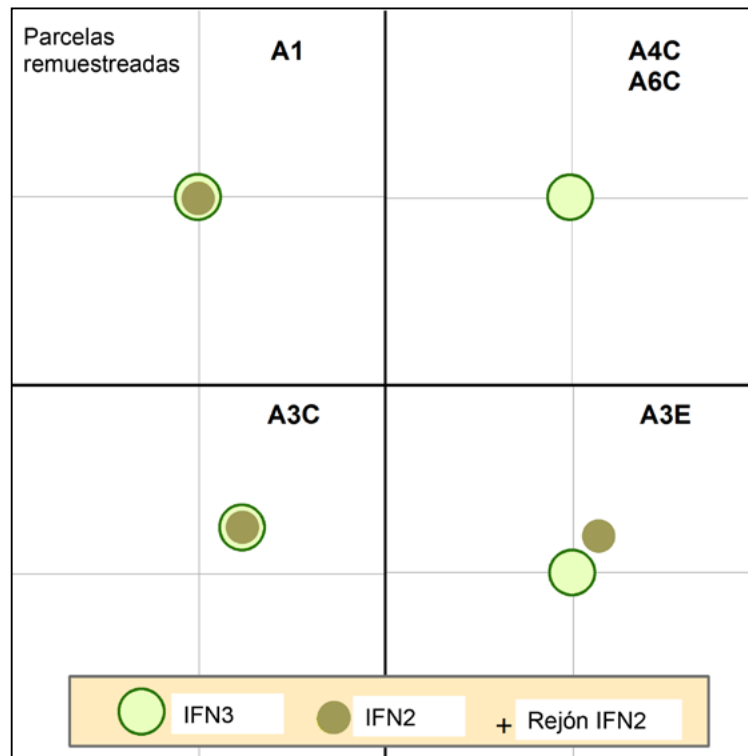


Figura 3.3. Definición de los tipos de parcela entre inventarios forestales tomando como ejemplo el cambio entre el segundo y tercer Inventario Forestal Nacional (IFN2 e IFN3) y sin incluir las parcelas N (nuevas que se muestrearían por primera vez en el IFN3). Las parcelas utilizadas para la comparación entre inventarios son las parcelas A1 (se localizó el rejón que marca el centro de la parcela y estaba implantado en la ubicación correcta) y las parcelas A3C (se localizó el rejón de la parcela en el IFN2, pero no estaba bien ubicado). Para el cálculo de existencias actuales pueden usarse parcelas N (nuevas), parcelas A1, parcelas A3E (nueva parcela muestreada en el lugar donde se debería encontrar el rejón de la parcela muestreada en el IFN2), parcelas A4 (no se localiza el rejón y por tanto no se tiene la certeza de que la parcela sea comparable, aunque se identifiquen árboles que se midieron en IFN2) y las parcelas A4C-A6C (no se localizó el rejón y ha habido cambio totales en la cubierta forestal de la tesela que contiene la parcela).

La delimitación de las zonas forestales y por tanto el establecimiento de parcelas, han ido cambiando según el inventario (Tabla 3.2). El Mapa de Cultivos y Aprovechamientos fue la base cartográfica para definir las zonas forestales y establecer las parcelas en el IFN2, el Mapa Forestal Español a escala 1:50000 (MFE50) lo fue para el IFN3 y el Mapa Forestal Español a escala 1:25000 (MFE25) se está usando para el IFN4. De esta forma la precisión geométrica y la resolución espacial han ido aumentando a lo largo del tiempo. El uso del MFE50 para el IFN3 supuso que, por primera vez, el inventario forestal se basara en una cartografía propia y específica, con una tesela mínima de 6,25 ha y de 2,5 ha para los terrenos arbolados que no estuvieran rodeados de otros terrenos arbolados (Vallejo 2005). Además, también ha cambiado la caracterización del uso “forestal arbolado” entre MFE50 y MFE25, incrementándose del 5 al 10% la fracción de cabida cubierta por árboles necesaria para ser considerado como forestal arbolado, para adecuarlo a las formaciones arboladas y definiciones internacionales existentes (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Comparación de las ediciones del Inventario Forestal Nacional en España (del IFN1 al IFN4) incluyendo los objetivos, el periodo de ejecución e información del muestreo. Derivado de Alberdi et al. (2012, 2016) e información disponible en el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (<https://www.mapa.gob.es/>).

	IFN1 (El árbol)	IFN2 (La masa forestal)	IFN3 (El ecosistema forestal)	IFN4 (Inventario multiobjetivo)
Objetivos	Información nacional sobre el estado y existencias nacionales. Conocimiento dendrométrico de especies.	Red de parcelas fijas permanentes y cartografía digital. Metodología homogénea de campo. Indicadores selvícolas y dasométricos.	Uso de cartografía propia. Remuestreo de parcelas y comparación de inventarios. Indicadores selvícolas, dasométricos y ecológicos.	Evolución de los bosques españoles a nivel nacional. Armonización de indicadores con otros inventarios europeos. Periodos de tiempo inferiores a 10 años en masas productivas del Norte.
Periodo de ejecución	1965-1975	1986-1996	1997-2007	2008-actualidad
Parcelas de muestreo	Temporal (Afijación)	Permanente Malla 1 x 1 km	Permanente (aprox. 85% remuestreadas) Malla 1 x 1 km	Permanente Malla 1 x 1 km
Tipo de muestreo	Parcela relascópica	Parcela fija circular de radio variable	Parcela fija circular de radio variable	Parcela fija circular de radio variable
Número de parcelas	65000	84203	95327	98000 aprox.
Estratificación y base cartográfica	–	Mapa de Cultivos y Aprovechamientos 1:50000	Mapa Forestal Español 1:50000	Mapa Forestal Español 1:25000
Fracción de cabida cubierta mínima para formaciones arboladas	–	5	5	10

IFN: Inventario Forestal Nacional

La información de cada uno de los IFNs está organizada en diferentes bases de datos que contienen información sobre pies mayores, pies menores, matorral, parcelas y árboles tipo. Las tablas de pies mayores contienen información sobre la especie, el tamaño y el estado (vivo, muerto o ausente respecto al inventario anterior) de los pies adultos. La base de datos de pies menores incluye una estimación de la abundancia del regenerado de cada especie arbórea para cuatro categorías de tamaño del regenerado. En las tablas de matorral se recoge la cobertura y altura media para cada especie o grupo de especies. A nivel de parcela se registra información relativa a la identificación de la parcela, la estructura general de la masa forestal, el suelo, la fisiografía, la gestión y los riesgos de erosión y modelos de combustible.

Para el uso de los datos del segundo, tercer y cuarto IFN se ha realizado la armonización de los datos de cada provincia a nivel nacional y entre inventarios siguiendo el esquema de la Figura 3.4. Se ha

armonizado la codificación de las especies arbóreas y de matorral para obtener un listado de especies y cambios en codificación en diferentes inventarios (ver Apéndice SI). En cada inventario se ha armonizado la información de cada provincia creando una única tabla de árboles adultos (a nivel de individuo y especie), una tabla de matorral (a nivel de especie) y una de regenerado (a nivel de especie y categoría de desarrollo). Finalmente, se han armonizado los datos registrados a nivel de parcela, homogeneizando los valores y clasificaciones que se consideraron en cada IFN. Para completar la información del IFN a este nivel es clave disponer de la localización de las parcelas de campo en relación con la malla de 1 x 1 km que se usa como base. De esta forma, se puede cruzar la información del IFN con otras bases de datos espaciales relevantes como mapas climáticos, de perturbaciones como incendios o sequías, bases de datos más detalladas de suelo, etc. (ver apartado 3.8).

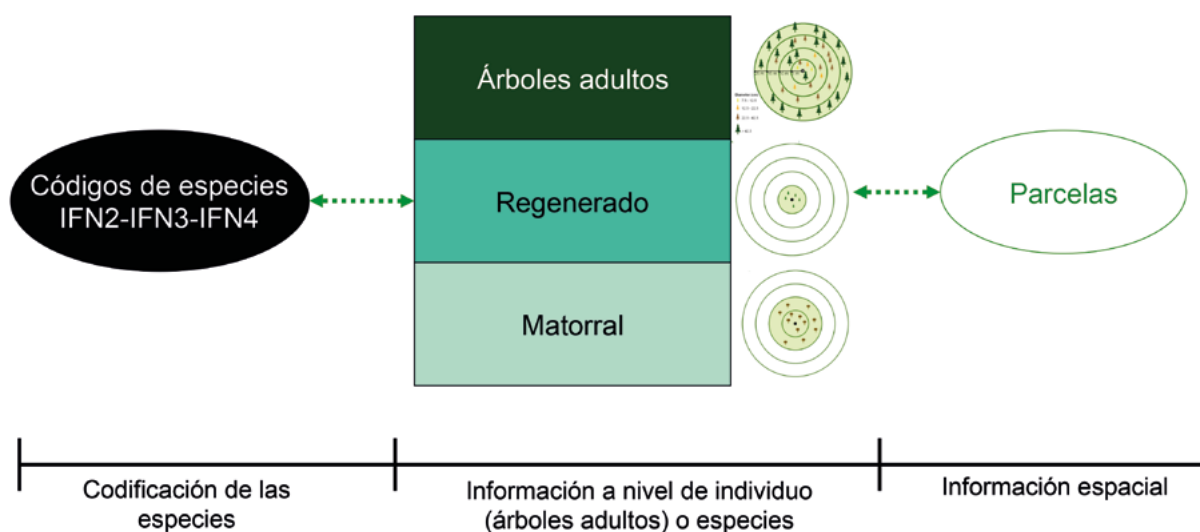


Figura 3.4. Figura conceptual de la armonización espacial y temporal del Inventario Forestal Nacional para cada parcela a nivel de individuo o especie considerando árboles adultos, regenerado y matorral. La información a estos niveles puede integrarse con el listado de especies arbóreas y matorral (ver Apéndice SI) y con la información a nivel de parcela (que incluye la localización espacial con coordenadas X e Y).

3.2.2. Caracterización de la estructura forestal

En cada parcela, los árboles adultos o pies mayores (diámetro a la altura del pecho (d.a.p.) > 75 mm y altura > 130 cm) se muestrean en cuatro subparcelas concéntricas de 5, 10, 15 y 25 m de radio dentro de las cuales se monitorean árboles adultos de diferente tamaño. De este modo los pies mayores con d.a.p. < 125 mm son medidos sólo en la parcela de 5 m de radio, cuando tienen un d.a.p. < 225 mm se miden en la parcela de 10 m, los pies mayores con d.a.p. < 425 mm se miden en la parcela de 15 m y con tamaños superiores a 425 mm se miden en la parcela 25 m de radio. Para cada individuo adulto se identifica la parcela, sus coordenadas polares respecto al centro de la parcela, el estado (vivo, vivo y nuevo individuo, muerto y presente, o muerto y ausente respecto al inventario anterior; Figura 3.5), el d.a.p., la altura y la identidad de la especie.

Con la información del d.a.p. y el radio al que pertenece a cada individuo se puede calcular el área basimétrica (AB , $m^2 ha^{-1}$) de la parcela i :

$$AB_i = \sum_{j=1}^{j=n} \frac{AB_j \times 10000}{S_{sb}} = \sum_{j=1}^{j=n} \frac{AB_j \times 10000}{\times R_j^2}$$

Donde AB_j es la sección normal (m^2) del individuo j , donde $\{j \in N \mid 1 \leq j \leq n\}$, siendo n el número total de individuos vivos en la parcela i , S_{sb} hace referencia a la superficie de la subparcela (m^2), que depende del radio de la parcela donde se incluya el individuo (R_j , en m). De una manera análoga se pueden calcular otras variables estructurales como la densidad (n° de individuos ha^{-1}) o el volumen de madera con y sin corteza ($m^3 ha^{-1}$).

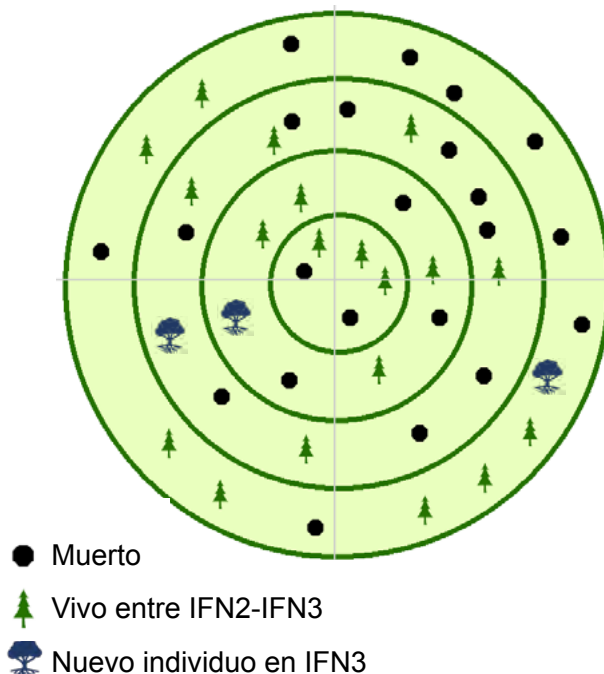


Figura 3.5. Ejemplo de parcela remuestreada entre el segundo y tercer Inventario Forestal Nacional (IFN2-3) donde se indica el estado de los árboles (vivo, muerto o nuevo individuo).

Además de variables relacionadas con la cantidad y abundancia de individuos adultos, se pueden calcular medidas de heterogeneidad o variabilidad de tamaños (ver Tabla 3.3). Por ejemplo, el coeficiente de variación del diámetro o de la altura sirven para conocer la variabilidad de los datos respecto a la media aritmética, indicando si una parcela tiende a tener individuos de tamaño similar o de tamaño muy diferente.

Tabla 3.3. Variables estructurales y de diversidad de especies que pueden calcularse usando el Inventario Forestal Nacional.

Variable (unidad)	Descripción
Densidad (n° árboles ha^{-1})	Suma de la densidad por unidad de superficie de cada individuo (n° árboles ha^{-1}) relativizada a su subparcela de muestreo incluyendo todos los individuos de la parcela.
Área basimétrica ($m^2 ha^{-1}$)	Suma del área basimétrica por unidad de superficie de cada individuo ($m^2 ha^{-1}$) en la parcela. Se pueden calcular variables asociadas como el área basimétrica de conespecíficos o heteroespecíficos (miembros de la misma o distinta especie).
Tamaño medio de los individuos (mm, m)	Media del d.a.p o la altura de todos los individuos presentes en la parcela.

Tabla 3.3. (cont.) Variables estructurales y de diversidad de especies que pueden calcularse usando el Inventario Forestal Nacional.

Variable (unidad)	Descripción
Coefficiente de variación de d.a.p. o altura (adimensional)	Ratio entre la media del tamaño (d.a.p. o altura) de todos los individuos presentes en la parcela respecto a la desviación estándar.
Riqueza (nº especies arbóreas o leñosas)	Número de especies arbóreas o matorral presentes en un determinado inventario en cada parcela.
Diversidad taxonómica	Índice de Shannon o Simpson y otros índices relacionados que usan la riqueza y abundancia de especies (ver p. ej. Alberdi et al. 2014)
Diversidad funcional (adimensional)	Diversidad de rasgos funcionales en una determinada parcela (ver p. ej. Ruiz-Benito et al. 2014a).
Cantidad de madera muerta	Volumen o área basal de madera muerta presente en el campo (Alberdi et al. 2017, Cruz-Alonso et al. 2019)

3.2.3. Caracterización de la composición y la diversidad de especies forestales

El IFN español ha contribuido a conocer la diversidad específica (diversidad α y β) y funcional de los bosques españoles ya que existe información a nivel de especie que puede analizarse a varias escalas y a lo largo de gradientes ambientales (Torrás et al. 2009, Alberdi et al. 2014, Hernández et al. 2014b). Una manera sencilla de aproximarse a la diversidad de la parcela puede ser considerando su carácter monoespecífico (p. ej., cuando el área basimétrica de una determinada especie es superior al 90%) o mixto, y las especies dominantes en cada caso. Además, conocer las especies de cada parcela permite clasificarlas en grupos taxonómicos y funcionales (p. ej. especies perennifolias vs. caducifolias, coníferas vs. frondosas, gimnospermas vs. angiospermas) y así definir diferentes tipos de bosque en función del grupo funcional dominante (p. ej. bosque de coníferas).

Por otra parte, el IFN permite calcular de una manera sencilla diferentes índices de diversidad, como la riqueza de especies arbóreas (número de especies de árbol en cada parcela) o de especies leñosas (número de especies de árbol y matorral en cada parcela), o índices de diversidad que incorporan la abundancia de especies como los de Shannon y Simpson (ver Cuadro 3.1 y Tabla 3.3). Además, para conocer la diversidad funcional de los bosques se puede unir la información a nivel de especie con bases de datos de rasgos funcionales de las especies como BROT (Paula et al. 2009, Tavsanoğlu & Pausas 2018) o P50R (Pausas et al. 2016) para calcular índices de diversidad funcional (Ruiz-Benito et al. 2014a, Ruiz-Benito et al. 2016).

La lista de especies patrón de árboles y matorrales ha evolucionado a lo largo del tiempo hacia mayor especificidad (es decir, incluyen especies concretas y no géneros, ver Apéndice SI) y mayor número de especies. En general, la diversidad de los árboles es comparable entre inventarios porque el remuestreo de árboles pie a pie a lo largo de los IFN permite asignar la clasificación más reciente (y, en general, más precisa) a los muestreos anteriores.

CUADRO 3.1. La importancia de la diversidad funcional de las especies.

Conocer la información a nivel de especie permite recabar información sobre rasgos funcionales clave para las especies arbóreas (Díaz et al. 2016). Un rasgo funcional puede considerarse como un componente del fenotipo de un organismo (morfológico, fisiológico o fenológico) que determina su efecto sobre procesos ecosistémicos y la respuesta a factores ambientales. Conocer información sobre los rasgos funciones puede ayudar a conocer el funcionamiento del bosque y ayudar a determinar cómo el individuo se reproduce, crece y sobrevive (Díaz et al. 2016; Figura 3.6). Por ejemplo, según el principio de exclusión competitiva, las especies más similares entre sí compiten más fuertemente por los recursos naturales de forma que dos especies competidoras similares no podrían coexistir a no ser que haya diferencias en el uso de los recursos, es decir, que las especies se complementen (Begon 2006). Así, conociendo información sobre la abundancia de las especies (número de individuos ha^{-1} , área basimétrica $\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) y sus rasgos funcionales podemos estudiar los mecanismos de exclusión competitiva (donde la especie competitivamente superior excluye a la competitivamente inferior) o de complementariedad (donde las diferencias en el uso de los recursos y la facilitación pueden permitir la coexistencia).

La diversidad funcional incluye la variabilidad de rasgos funcionales en una determinada comunidad que puede ayudar a comprender mejor las reglas de ensamblaje de las comunidades (complementariedad vs. exclusión competitiva) y conocer el impacto de la diversidad en el funcionamiento y la dinámica de los ecosistemas. La relación entre la diversidad taxonómica y funcional no es siempre 1:1. Las especies pueden ser funcionalmente singulares o redundantes lo que tiene implicaciones tanto para la restauración como la gestión y conservación de ecosistemas.

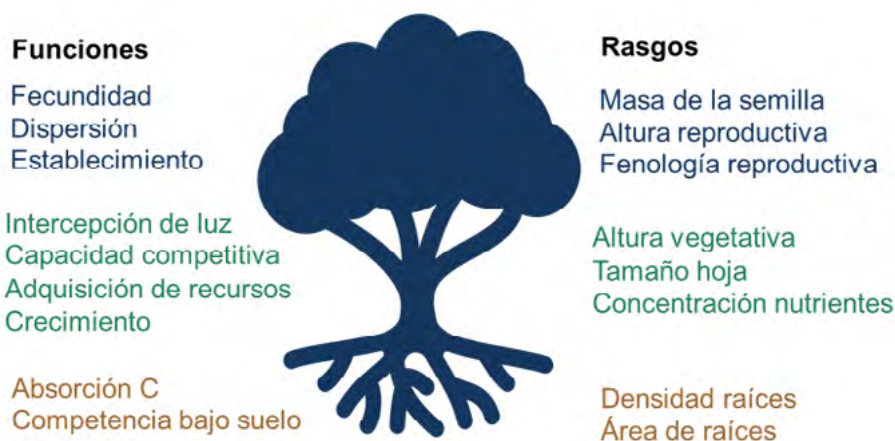


Figura 3.6. Relación entre rasgos funcionales con funciones clave del ecosistema. Modificado de Navas et al. (2015).

3.2.4. Cálculo del almacenamiento y el secuestro de carbono

El almacenamiento de carbono y la productividad forestal constituyen valores intrínsecos de los ecosistemas y la base del servicio de soporte que prestan los bosques. El carbono puede almacenarse en diferentes compartimentos de los sistemas forestales: la biomasa viva aérea, la biomasa viva subterránea, la madera muerta, los restos vegetales y las formas orgánicas del suelo (Pan et al. 2011). La información del IFN permite calcular el almacenamiento de carbono por los árboles sobre y bajo el suelo en un momento determinado en el tiempo (p. ej. Vayreda et al. 2012a, Ruiz-Benito et al. 2014a), donde además se puede calcular la cantidad de carbono en individuos muertos (Alberdi et al. 2020, Moreno-Fernández et al. 2020b). El almacenamiento de carbono se mide en megagramos de carbono por hectárea (Mg C ha^{-1}), donde 1 Mg C es el equivalente a una tonelada de carbono (1 t C). Se calcula para cada parcela de un determinado IFN que sirva para el cálculo de existencias (ver Figura 3.3).

La productividad o captura de carbono medida en megagramos de carbono por hectárea anuales ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) es la diferencia en el almacenamiento de carbono en un determinado periodo. La productividad se ha calculado para cada una de las parcelas permanentes entre inventarios consecutivos (Figura 3.2). Para hacer comparaciones a lo largo del tiempo desde el IFN2 hasta el IFN4 se ha trabajado con las parcelas permanentes que han sido muestreadas en los tres inventarios (Figura 3.2). Considerando el IFN2, el IFN3 y el IFN4 existe información sobre la captura de carbono que cubre entre 20 y 30 años dependiendo de la provincia (Figura SI.1). Esta variable puede calcularse como el cambio en la cantidad de carbono almacenado en árboles vivos entre IFNs o como una variable ecosistémica que incluya las ganancias por nuevos individuos y las pérdidas por mortalidad.

3.2.5. La captura de carbono en los árboles vivos

La captura de carbono definida como el cambio anual en la cantidad de carbono almacenado en cada individuo entre el IFN2-IFN3 y entre el IFN3-IFN4 respecto al número de años entre inventarios, se calcula de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$\text{Productividad o Captura de C} = \frac{C_{IFN1} - C_{IFN0}}{t}$$

Donde C_{IFN1} y C_{IFN0} es el carbono almacenado relativizado a la hectárea (Mg ha^{-1}), según el radio de la subparcela que contenía al árbol en el inventario inicial, en el IFN3-IFN2 o en el IFN4-IFN3, respectivamente; y t es el número de años entre ambos inventarios para cada individuo.

Para el cálculo del carbono almacenado se usaron ecuaciones alométricas disponibles a nivel nacional para especies arbóreas (Montero et al. 2005). Estas ecuaciones permiten calcular la biomasa aérea y subterránea (Mg ha^{-1}) y, a partir de ella, el carbono aéreo y subterráneo almacenado (Mg C ha^{-1}), usando el d.a.p. de cada individuo (Montero et al. 2005). En el cálculo del almacenamiento y captura de carbono se han considerado todas las posibles fuentes de error en las bases de datos de pies mayores, eliminando árboles concretos o parcelas en caso de ser necesario (Figura 3.7, ver apartado 3.2.7 para más detalles).

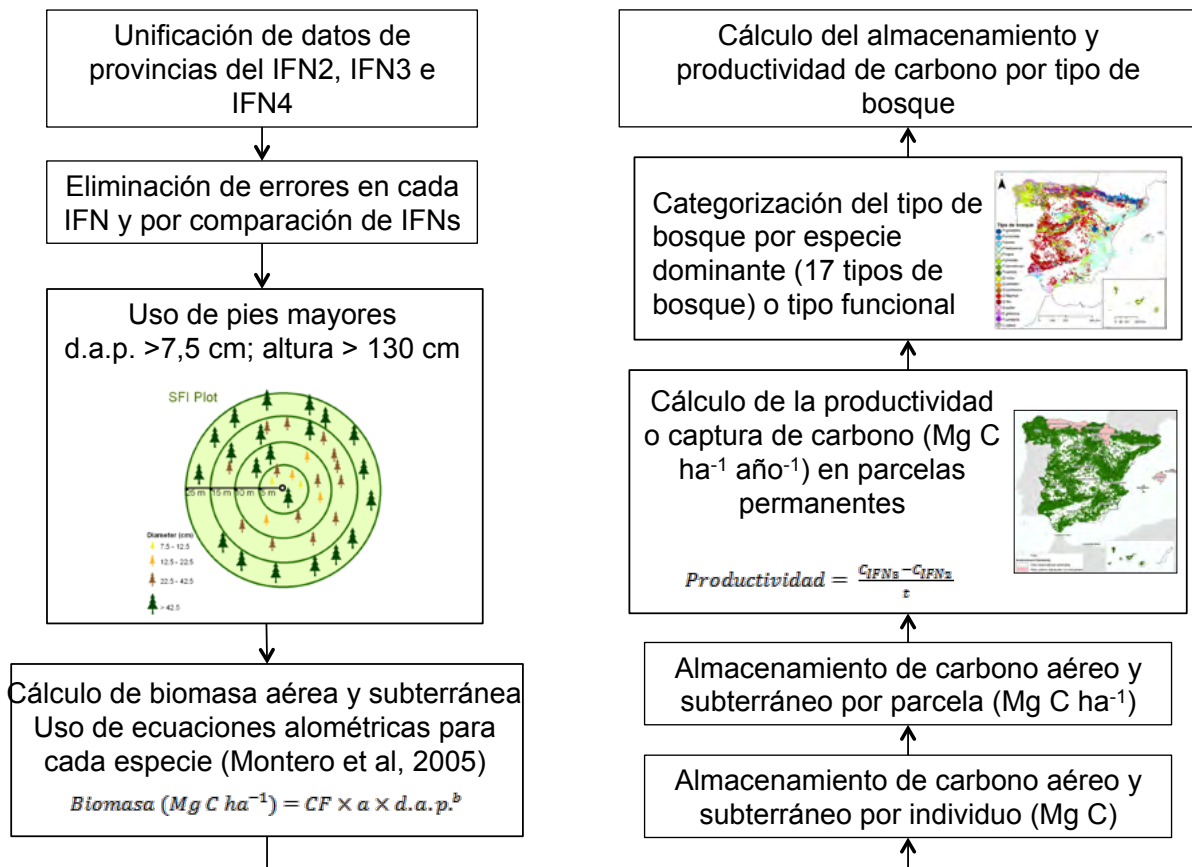


Figura 3.7. Diagrama de trabajo seguido para la cuantificación del almacenamiento y la captura de carbono.

Para estimar la biomasa arbórea seca a partir del d.a.p. de los individuos se utiliza:

$$\text{Biomasa (Mg ha}^{-1}\text{)} = CF \times a \times \text{d.a.p.}^b$$

Donde CF , a y b son parámetros únicos para cada especie y $d.a.p.$ es el diámetro a la altura de pecho del individuo (mm). Para realizar la conversión de biomasa a contenido de carbono se utilizan el porcentaje de carbono contenido en la madera o biomasa, que puede variar sensiblemente entre especies. La biomasa y el contenido de carbono para cada especie se han calculado usando las especies descritas en Montero et al. (2005) y promediando a nivel de género e incluso familia cuando los coeficientes no estaban disponible a nivel de especie (ver Anexo S2).

También existen ecuaciones alométricas para el cálculo de la biomasa y el carbono almacenado para los principales grupos funcionales de matorral (Montero et al. 2013), lo que permite estimaciones de carbono en esta fracción si se considera el grupo funcional al que pertenecen las especies (p. ej. matorrales de leguminosas retamoideas, salcedas y galerías arbustivas, matorrales de *Erinaceae*, garrigas, jarales). En un estudio realizado en la Comunidad de Madrid con datos del IFN, se ha estimado la captura de carbono del matorral tras un incendio entre IFN3 e IFN4 de 0,17 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en pinares y 0,02 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en encinares, lo que supone un 2% y un 1,5%, respectivamente, de la captura total por parte de la vegetación leñosa.

3.2.6. Cálculo de los componentes de la producción forestal: regeneración, reclutamiento, crecimiento y mortalidad

El crecimiento, la mortalidad, el reclutamiento y la regeneración son la base de la dinámica de los ecosistemas forestales y por tanto del servicio de soporte de los mismos (Figura 3.8). Todos ellos pueden calcularse con información de campo de los IFNs (crecimiento: Gómez-Aparicio et al. 2011, Cruz-Alonso et al. 2019; mortalidad: Carnicer et al. 2011, Benito-Garzón et al. 2013, Ruiz-Benito et al. 2013b; reclutamiento: Astigarraga et al. 2020; regeneración: Ruiz-Benito et al. 2012, Carnicer et al. 2014, Ruiz-Benito et al. 2017a, Cruz-Alonso et al. 2019; Lines et al. 2019).

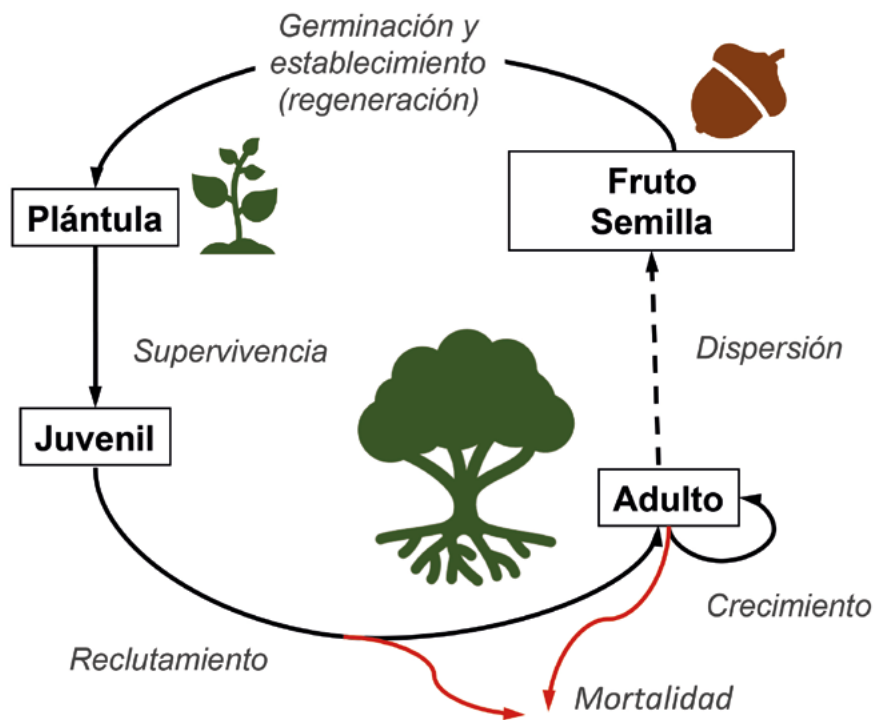


Figura 3.8. Procesos demográficos clave en la dinámica de los bosques incluyendo los diferentes estados (de plántula a juvenil y árbol adulto) y procesos demográficos (dispersión, germinación y establecimiento; supervivencia, crecimiento y mortalidad). Modificado de Franklin et al. (1987), Ruiz-Benito et al. (2015).

Crecimiento, mortalidad y reclutamiento

La información de campo organizada a nivel de individuo para árboles adultos permite conocer el crecimiento, la mortalidad y el reclutamiento a nivel de parcela entre inventarios consecutivos. El crecimiento es un indicador de la productividad del sitio ya que determina la cantidad de biomasa que es incorporada en la biosfera por los árboles, siendo una variable indicadora de un amplio rango de procesos ecosistémicos relacionados con el ciclo del carbono (Boisvenue & Running 2006). El crecimiento puede calcularse como el incremento diamétrico, en área basimétrica o en biomasa, entre otras variables, de individuos identificados como vivos entre IFN consecutivos.



Figura 3.9. Figuras que ejemplifican procesos demográficos. Arriba: mortalidad de *Abies alba*. Montseny, Barcelona, 2020, Verónica Cruz Alonso. Abajo: regenerado de *Pinus sylvestris*. Sierra de Guadarrama, Segovia, 2016, Verónica Cruz Alonso.

A nivel de parcela el crecimiento puede calcularse como el aumento absoluto o relativo de todos los árboles vivos en su conjunto entre dos inventarios forestales consecutivos (es decir, el diámetro medio, el área basimétrica o la biomasa que ha aumentado por unidad de superficie y año) o el aumento tanto de árboles vivos como de nuevos individuos reclutados en la parcela.

La mortalidad arbórea a nivel de individuo (Figura 3.9) es una variable clave para la dinámica a largo plazo de una determinada masa ya que tiene importantes consecuencias que van desde alteraciones en la estructura arbórea, cambios de biomasa a necromasa, cambios en la disponibilidad de luz y nutrientes o creación de nuevos recursos (Franklin et al. 1987). La mortalidad se calcula en primer lugar identificando los individuos muertos entre inventarios y después cuantificando su importancia en términos de densidad, volumen, biomasa o área basimétrica. Los árboles muertos se definen como aquellos que se registran como vivos en un IFN, pero muertos en el siguiente (Carnicer et al. 2011, Ruiz-Benito et al. 2013b).

A nivel de parcela, la mortalidad se calcula como la pérdida de área basimétrica o biomasa, absoluta o relativa, por mortalidad entre dos inventarios forestales consecutivos (es decir, el área basimétrica o la biomasa que ha disminuido por unidad de superficie y año). Además, la tasa anual de mortalidad puede calcularse en porcentaje ($m(x)$, %) siguiendo la siguiente fórmula (Sheil et al. 1995):

$$m(x) = (1 - [1 - (N_0 - N_1) / N_0] / t) \times 100$$

siendo N_0 y N_1 el número de individuos en el inventario inicial y final, respectivamente (es decir IFN2-IFN3 o IFN3-IFN4), y t el número de años entre ambos inventarios.

El reclutamiento de nuevos individuos en una masa forestal es un indicador de su renovación y, por tanto, de su sostenibilidad a lo largo del tiempo. Con el IFN, el reclutamiento puede calcularse identificando los individuos adultos más pequeños (75-125 mm de d.a.p.) que no estaban en el inventario anterior. A nivel de parcela, el reclutamiento se cuantifica como la ganancia de área basimétrica o biomasa absoluta o relativa (por unidad de superficie y año) debida a la incorporación de nuevos individuos adultos entre dos inventarios forestales consecutivos.

CUADRO 3.2. El balance de las variables demográficas para la explicación de la captura de carbono.

De acuerdo con la información de parcelas permanentes remuestreadas en el IFN2, el IFN3 y el IFN4, se ha comprobado que la mortalidad y el reclutamiento de nuevos individuos son mucho más influyentes en la productividad forestal (entendida como incremento del área basimétrica de la masa entre inventarios) que el crecimiento de los árboles. Estas tendencias cambian a lo largo del tiempo incluso después de corregir los resultados por diferentes factores de estrés climático y de la estructura de la masa forestal (ver Astigarraga et al. 2020 y Figura 3.10).

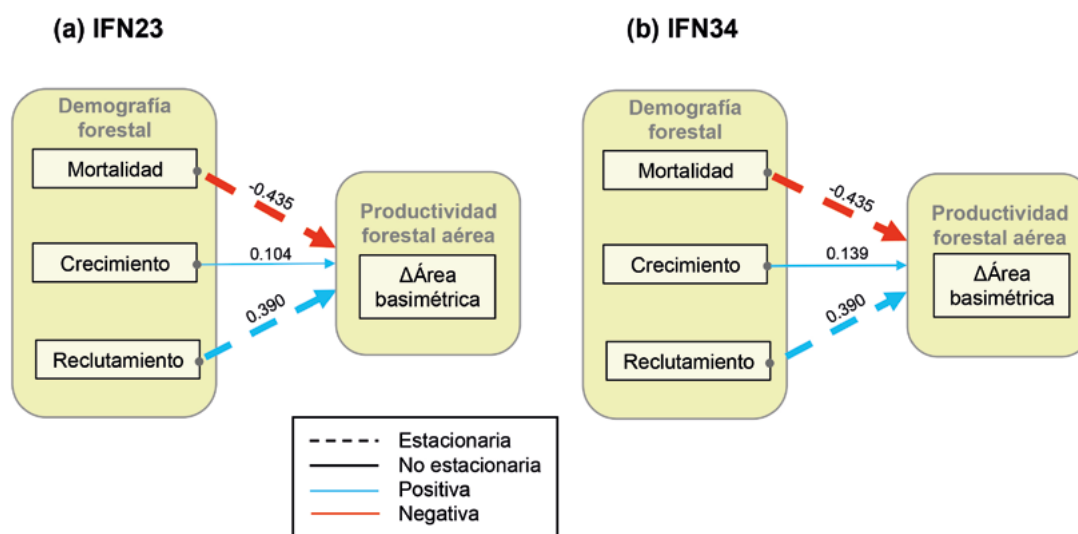


Figura 3.10. Resultados de los modelos de ecuaciones estructurales relativos a las relaciones entre las variables demográficas de la masa forestal y la productividad aérea del bosque en dos periodos de tiempo consecutivos: entre segundo y tercer, y entre el tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN23 e IFN34, respectivamente). Las flechas discontinuas representan relaciones de causalidad estacionarias (sin cambios entre periodos) entre variables y las flechas continuas representan relaciones cambiantes. Las líneas azules representan relaciones positivas y las rojas negativas. El grosor está correlacionado con la magnitud del efecto de las variables (número sobre las flechas). Modificado de Astigarraga et al. (2020).

Regeneración

En los IFN, la regeneración de especies arbóreas considera individuos con menos de 75 mm de diámetro o 1,3 m de altura. Al igual que el reclutamiento, es un indicador de la renovación de la masa y su adaptación a las condiciones ambientales (Plieninger et al. 2010, Ruiz-Benito et al. 2012). A diferencia del reclutamiento incluye muchos individuos de pequeño tamaño que probablemente queden dominados por árboles más grandes y nunca lleguen a incorporarse a la masa adulta, ya que la regeneración en regiones mediterráneas constituye un importante cuello de botella (Figura 3.9). Además, el regenerado y especialmente el de tamaños pequeños es muy dependiente del momento de muestreo, ya que constituye una reacción inmediata a las perturbaciones (p. ej. incendios) o las cortas y depende de la vecería de algunas especies.

En los IFN, la abundancia de regenerado arbóreo se muestrea en la subparcela de 5 m de radio. Los datos de abundancia se recogen por especie y según la etapa de desarrollo de los individuos, que

se delimita por su tamaño para el IFN3 y el IFN4: altura < 30 cm, altura entre 30 y 130 cm, altura > 130 cm y diámetro < 2.5 cm, y altura > 130 cm y diámetro \geq 2.5 cm. En el IFN2 se distinguen sólo dos categorías: la primera incluye las tres etapas de desarrollo más pequeñas de IFN3 e IFN4 y la segunda incluye la más grande. La abundancia de las tres etapas más juveniles (las tres primeras clases de dos categorías de tamaño en el IFN3 y el IFN4, o la primera clase de tamaño en el IFN2) se cuantifica de manera semicuantitativa por su número dentro de la subparcela de 5 m de radio: ausencia de individuos, de 1 a 4 individuos, de 5 a 15 individuos y más de 15 individuos. Los juveniles más grandes se cuentan uno a uno en la misma subparcela. A nivel de parcela, la regeneración se calcula como el número de individuos regenerados absoluto o relativo a la unidad de superficie agregado de todas las etapas de desarrollo.

3.2.7. Control de errores en la estimación de almacenamiento y productividad de carbono

Para cálculos precisos de almacenamiento y producción de carbono hemos realizado un protocolo de detección de posibles errores derivados de falta de información, datos con errores identificados o datos que no eran realistas. Por ello, hemos calculado el error en cada parcela como el área basimétrica para el que no hemos podido calcular la biomasa al no disponer de ecuaciones alométricas respecto al área basimétrica total. Se han eliminado las parcelas para las que no había información en más del 20% del área basimétrica. Además, solo se incluyeron las parcelas permanentes con menos de un 30% de individuos erróneos. Se consideran individuos erróneos aquellos que por tamaño no deberían haber entrado en los muestreos, aquellos que no se remuestrearon correctamente, los que tienen dimensiones irreales, aquellos en los que la identificación entre inventarios no concuerda o aquellos cuyas medidas arrojan crecimientos negativos.

El cálculo de la productividad o captura de carbono utilizado en este libro tiene en cuenta el crecimiento de los individuos, así como la mortalidad, las cortas y el reclutamiento de nuevos árboles adultos (es decir, individuos que aparecen en el IFN4 o IFN3 pero que no aparecían en el inventario anterior; Ruiz-Benito et al. 2014b). Esta aproximación podría diferir de otras donde sólo se considera el crecimiento de los árboles vivos (ver apartado 3.2.5). Además, aquí presentamos información calculada a partir de los datos de árboles adultos, pero existe otra información relevante de regenerado y matorral que podría considerarse en trabajos futuros.

3.3. Uso de bases de observaciones auxiliares

La localización espacial aproximada disponible para las parcelas del IFN (coordenadas X e Y) hace que sea fácil la unión de la información del IFN con otras bases de datos espaciales. Esto puede ser especialmente relevante para valoraciones y ponderaciones de variables obtenidas con los IFN (p. ej. el almacenamiento de carbono) por otros factores ambientales (ver apartado 5). Aquí nos centramos en describir posibles variables de tipo abiótico (clima y topografía) disponibles a nivel nacional (Tabla 3.4), así como otra información disponible y gratuita de carácter biótico y antropogénico (fauna y flora, ecosistemas, conectividad forestal, cambio global, etc.; Tabla 3.5).

Existe gran cantidad de información climática disponible y de libre acceso que nos permite caracterizar el gradiente climático latitudinal y altitudinal de la península Ibérica, además de diversos aspectos críticos en cuanto a la frecuencia y la magnitud de eventos climáticos extremos claves para la vegetación arbórea como son las sequías, las olas de calor o las heladas tardías (Tabla 3.4). Por otra parte, también se pueden calcular cambios en el clima medio en cuanto al régimen de precipitaciones y temperaturas respecto a un periodo de referencia (ver Tabla 3.4).

Tabla 3.4. Variables abióticas que pueden usarse para caracterizar el gradiente climático latitudinal, altitudinal y variables de cambio en el clima medio y extremo en la península Ibérica. Se muestra algún ejemplo de base de datos disponible, así como la resolución espacio temporal.

	Variable	Definición	Escala espacio-temporal	Fuente
Variación latitudinal y altitudinal en el clima medio	Temperatura (T, °C)	Temperatura media anual	1971-2000 (media para el periodo de tiempo), 1 x 1 km	Atlas climático Ibérico AEMET (2011)
	Precipitación (PP, mm)	Precipitación total anual		
	Evapotranspiración (ETP, mm)	Evapotranspiración potencial	Datos mensuales 1901-2018, 1 x 1 km	exChelsa (https://chelsa-climate.org) Karger et al. (2017)
	Disponibilidad de agua (DA, %)	$DA = ((PP - ETP)/ETP \times 100)$ Se calcula para cada mes. Valores negativos corresponden con zonas secas y positivos con zonas húmedas		
	Índice de aridez global	PP/ETP	1970-2000 (media para el periodo de tiempo), 1 x 1 km	CGIAR-CSI Global-Aridity Trabuco & Zomer (2019)
Frecuencia y magnitud de eventos extremos	Índices de sequía (SPEI, <i>Standardised Precipitation Evapotranspiration Index</i>)	Índice multiescalar que mide la severidad de la sequía de acuerdo con su intensidad y duración, permitiendo la comparación en el tiempo y el espacio.	1901-2018 (datos mensuales para cada año)	SPEIbase v2.6 (https://spei.csic.es/) Vicente-Serrano et al. (2010) Beguería et al. (2010) Beguería et al. (2014)
	Olas de calor	Número de días con temperatura máxima superior o igual a 33 °C	Interpolación desde datos diarios de temperaturas máximas y mínimas o cuadrícula de 1 x 1 km a escala europea (1951-2017)	Estaciones de la AEMET (http://www.aemet.es/) y paquete METEOLAND (De Cáceres et al. 2018) Datos europeos de Moreno & Hasenauer (2016)
	Heladas tardías	Número de días con temperaturas mínimas < 0°C durante los meses de mayo y junio		
Variaciones en clima medio en el tiempo	Tendencias en temperatura (°C)	Diferencia en la temperatura media del PE menos el PR	Valor entre IFNs consecutivos a escala de 1 x 1 km	Chelsa Timeseries (https://chelsa-climate.org) Karger et al. (2017)
	Tendencias en precipitación (%)	Diferencia en la precipitación del PE menos el PR respecto al valor medio del PP del sitio		

ETP: Evapotranspiración potencial. PE: Periodo de estudio definido como el periodo entre Inventarios Forestales Nacionales y dos años antes del primer muestreo. PR: periodo de referencia, el cual suele ser relativamente amplio (p. ej. 1900-2006).

Tabla 3.5. Ejemplos de bases de datos espaciales disponibles a nivel nacional que pueden usarse junto con la información del Inventario Forestal Nacional. Ver una descripción más detallada en el Apéndice S3 y más información en el Catálogo de Información pública del Banco de Datos de la Naturaleza (<https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/default.aspx>).

Grupo	Componente (referencia)	Escala espacial	Escala temporal	Unión con el IFN
Ecosistemas	Mapa Forestal Español (MAPA, 2018)	1:50.000 (IFN3) 1:25.000 (IFN4)	1997-2007 2008-actualidad	Extrapolación a superficie de la información de las parcelas del IFN, distancia a un tipo de bosque
	CORINE Land Cover SIOSE	1:100.000 1:25.000	1990, 2000, 2006, 2012, 2018 2005, 2009, 2011, 2014	Usos del suelo cercanos a cada parcela
	Inventario Español de Hábitats Terrestres (MITECO, 2005)	1:50.000	2005 (publicación)	Inventario de hábitat de la Directiva 92/43/CE
	Regiones Biogeográficas Terrestres y Marinas (IEPNB, 2018)		2018 (publicación)	Regiones biogeográficas terrestres
	Vegetación potencial (Rivas-Martínez 1987) (Allúe 1990)	1:400.000 1:1.000.000	1987 (publicación) 1990 (publicación)	Vegetación potencial
	Atlas de los Paisajes de España (MMA, 2004)	1:1.000.000	2004 (publicación)	Tipos y asociaciones de paisajes
Fauna y flora	Inventario Español de Especies Terrestres (MITECO, 2013)	10 x 10 km	2013 (publicación)	Biodiversidad, especies en función del estado de conservación y grupo taxonómico
Recursos naturales	Productividad Potencial Forestal (Banco de Datos de la Naturaleza, 2000)	1:200.000	2000 (publicación)	Productividad potencial basada en el índice climático de Paterson (1956)
Espacios protegidos o de interés	Espacios Naturales Protegidos (MITECO, 2019b)	1:50.000	2019 (publicación)	Pertenencia a la red de ENP
	Espacios Protegidos Red Natura 2000 (MITECO, 2019b)	1:50.000	2019 (publicación)	Pertenencia a los Lugares de Interés Comunitario o Zonas de Especial Protección para las aves
	Humedales Ramsar (MITECO, 2017b)	1:50.000	2017 (actualización)	Pertenencia a Humedales Ramsar
	Reservas de la Biosfera (MaB) (MITECO, 2019c)	1:50.000	2019 (actualización)	Pertenencia a Reservas de la Biosfera

Tabla 3.5. (cont.) Ejemplos de bases de datos espaciales disponibles a nivel nacional que pueden usarse junto con la información del Inventario Forestal Nacional. Ver una descripción más detallada en el Apéndice S3 y más información en el Catálogo de Información pública del Banco de Datos de la Naturaleza (<https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/default.aspx>).

Grupo	Componente (referencia)	Escala espacial	Escala temporal	Unión con el IFN
Efectos negativos	Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras (EEI) (MITECO, 2020a)	–		Identificación de EEI, existencia de planes de control y cartografía asociada
	Estadística General de Incendios Forestales (Área de Defensa contra Incendios Forestales, 2014)	Procede de datos municipales	2001-2014	Frecuencia de incendios, superficie afectada.
	Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES) (MAPAMA, 2016a)	1:50.000		Pérdidas de suelo y erosión según fragilidad, superficie afectada por erosión
	Mapa de Estados Erosivos (MAPAMA, 2001)	1:1000.000	1987-2001	Clases de erosión en base a las pérdidas de suelo ($t\ ha^{-1}\ año^{-1}$)

En cuanto a variables de carácter biótico (Tabla 3.5) que pueden ser relevantes para el estudio de la captación de carbono y la dinámica de los ecosistemas cabe destacar la gran disponibilidad de información pública del Banco de Datos de la Naturaleza (<https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/default.aspx>). Información de mapas de uso y cobertura de suelo, incluido el propio Mapa Forestal Español, pueden ser relevantes para conocer el grado de antropización en torno a cada parcela del IFN, el efecto de borde o la superficie de la masa a la que pertenece una parcela (Ojea et al. 2012), la distancia a una masa forestal más o menos continua (Ruiz-Benito et al. 2012) o la superficie de bosque en torno a la parcela (Cruz-Alonso et al. 2019). Las principales bases de datos interesantes desde un punto de vista de conservación y gestión de la biodiversidad son la Red de Espacios Naturales Protegidos (<https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/espacios-protegidos/espacios-naturales-protegidos/default.aspx>), o el Inventario Español de Biodiversidad Terrestre (una cuadrícula de 10 x 10 km que incluye la presencia y ausencia de las especies terrestres, Tabla 3.5).

En cuanto a bases de datos relacionadas con el riesgo se puede usar la base de datos de incendios (a nivel municipal) que se inició en 1968, con datos anuales de frecuencia y superficie afectada por incendios. El Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES), proporciona información espacialmente explícita de los principales procesos de erosión que afectan al suelo (Tabla 3.5). Entre otros objetivos, el INES cuantifica el nivel de erosión actual indicando las pérdidas de suelo ($Mg\ ha^{-1}\ año^{-1}$) en función de factores de cultivo, pendiente, litofacies-erosionabilidad y agresividad de la lluvia para las distintas cuencas hidrográficas. Además, considera el riesgo potencial de erosión del suelo en base al índice de erosión pluvial, la erosionabilidad del suelo y la topografía, considerando exclusivamente el clima, la geología y el relieve, y por tanto no considera la cobertura vegetal ni la acción

humana (MAPAMA, 2016). Así, el riesgo potencial permite aproximarse de forma simplificada a lo que sucedería si en una determinada zona desapareciera la cubierta vegetal. Además, entre otros aspectos el INES incluye la fragilidad del suelo, definida en base a la profundidad media del horizonte orgánico superficial. Además, existen otras bases de datos a nivel nacional complementarias al IFN como es la red ICP de daños forestales (*International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests*) que muestra información anual, pero a una menor resolución espacial sobre el estado fitosanitario de los árboles.

4. MODELIZACIÓN DEL ALMACENAMIENTO DE CARBONO Y PRODUCTIVIDAD FORESTAL

4.1. Introducción a las técnicas de modelización utilizadas

La modelización es una componente básica del conocimiento científico que tiene, entre otras, las siguientes utilidades: (1) describir cómo se comporta una determinada variable, (2) comprender el efecto de las variables explicativas en la variable respuesta para poder explicar la dinámica observada, y (3) predecir cómo se comportará esa variable bajo condiciones cambiantes. Los modelos se basan en observaciones de los sistemas de estudio. Así, en la investigación sobre cambio global, la disponibilidad de datos a escalas espaciales amplias es clave para determinar las respuestas de los ecosistemas (Reyer et al. 2020, Ruiz-Benito et al. 2020). El Inventario Forestal Nacional (IFN) supone una fuente de datos clave para conocer las respuestas forestales a largo plazo y a lo largo de gradientes abióticos y bióticos amplios, ya que tiene un diseño estadístico sólido (es decir, elevada representatividad de la muestra y un gran tamaño muestral con relevancia a gran escala) (Ratcliffe et al. 2016b).

La predicción de las respuestas de los sistemas naturales al cambio climático es especialmente compleja, por lo que en muchas ocasiones se trata de una predicción explicativa más que de una predicción anticipatoria (Mouquet et al. 2015). Los modelos que tratan de explicar y predecir los fenómenos de la naturaleza pueden tener dos enfoques: (1) los modelos fenomenológicos (correlacionales o empíricos) que buscan describir patrones e identificar posibles variables explicativas, y (2) los modelos basados en procesos o mecanicistas que simulan los procesos ecológicos subyacentes a un determinado patrón (Ruiz-Benito et al. 2013a). Cuando se analizan las respuestas al cambio climático en bosques existe una amplia variedad de aproximaciones de modelización que varían en función del tipo de enfoque de modelización adoptado, la escala de las variables implicadas y de las escalas a las que se quiere explicar o hacer predicciones (p.ej. desde el árbol individual, rodal o monte hasta escalas de paisaje, regionales o globales, Figura 4.1 y Ruiz-Benito et al. 2020).

Los ecosistemas son sistemas complejos, no lineales, dinámicos e interrelacionados donde la predicción es difícil y, por tanto, es necesaria información robusta a distintos niveles de organización (Leinonen et al. 2002). Dentro de los modelos empíricos más utilizados en la gestión forestal a nivel de rodal y monte son las tablas de producción. Éstas describen cómo cambia el volumen de madera del rodal con la edad, pudiéndose parametrizar con parcelas temporales (una medición por parcela) o de intervalo (al menos dos mediciones por parcela) usando información como la altura del árbol, el diámetro, el área basimétrica o el crecimiento en volumen (Pretzsch et al. 2008). La mayor parte de las tablas se definen para rodales monoespecíficos y regulares que se calibran basándose en parcelas de muestreo a largo plazo. Los modelos de producción son una herramienta para estudiar el efecto de diferentes regímenes de gestión o condiciones abióticas a largo plazo.

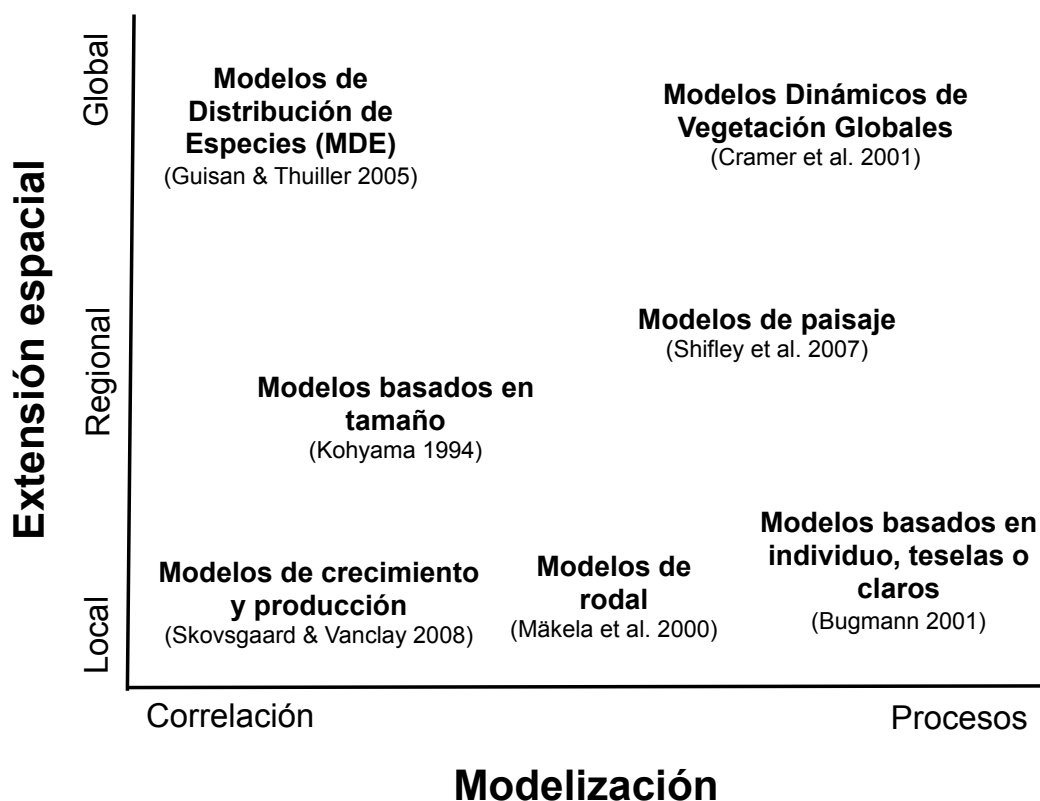


Figura 4.1. Modelos tradicionales que se pueden usar para predecir los impactos del cambio climático, especialmente usados para estimar el carbono almacenado o producido por los bosques. Los modelos se clasifican en función de la extensión espacial (local, regional o global) y el enfoque de modelización (desde enfoques empíricos a enfoques basados en procesos). La posición del modelo muestra simplemente el ranking relativo del mismo respecto al resto de modelos. Modificado de Ruiz-Benito et al. (2020). Para cada modelo se muestra una referencia: Kohyama (1994), Mäkela et al. (2000), Bugmann (2001), Cramer et al. (2001), Guisan & Thuiller (2005), Skovsgaard & Vanclay (2007), Shifley et al. (2017).

Los modelos que describen los ciclos biogeoquímicos se basan en la descripción del ciclo del carbono y/o del agua considerando que el desarrollo de la vegetación depende principalmente del intercambio de materia en diferentes compartimentos del sistema. Este cambio se basa en las ganancias de carbono a través de la fotosíntesis y las pérdidas a través de la respiración, senescencia, hojarasca, etc. Estos modelos en función del grado de complejidad varían desde modelos basados en individuos (donde se establecen las relaciones entre los individuos) a modelos agregados en donde se determina la dinámica de grandes tipos funcionales (Figura 4.1). Para predecir los efectos del cambio climático sobre los ecosistemas normalmente se hace necesario integrar modelos que

consideren e integren diferentes niveles de organización, por ejemplo desde el individuo -variables ecofisiológicas, crecimiento anual, fotosíntesis o respuestas fenológicas- a la población -crecimiento y regeneración-, además de procesos como las perturbaciones.

4.2. Modelos empíricos de productividad y parámetros poblacionales básicos

4.2.1. Variables explicativas del carbono almacenado y la productividad forestal

El almacenamiento y la captura de carbono dependen tanto de factores abióticos como bióticos. El clima medio y el cambio climático reciente pueden tener efectos directos tanto sobre las condiciones bióticas de la masa forestal (estructura y diversidad) como sobre la demografía forestal. A su vez, las condiciones bióticas influyen directamente sobre el crecimiento, la mortalidad y la regeneración determinando tanto la productividad del bosque y el almacenamiento de carbono como los cambios en composición (ver Figura 4.2). Del conjunto de variables explicativas del almacenamiento y la captura de carbono, varios autores han encontrado que la estructura forestal generalmente tiene un efecto relativo más fuerte que las variables climáticas determinando la demografía de las especies (p. ej. Vila-Cabrera et al. 2011, Ruiz-Benito et al. 2013a), la productividad primaria y el almacenamiento de carbono (p. ej. Vayreda et al. 2012b, Ruiz-Benito et al. 2014a, 2016), aunque la estructura y el clima interactúan para determinar estas respuestas (Ruiz-Benito et al. 2017b, Astigarraga et al. 2020).

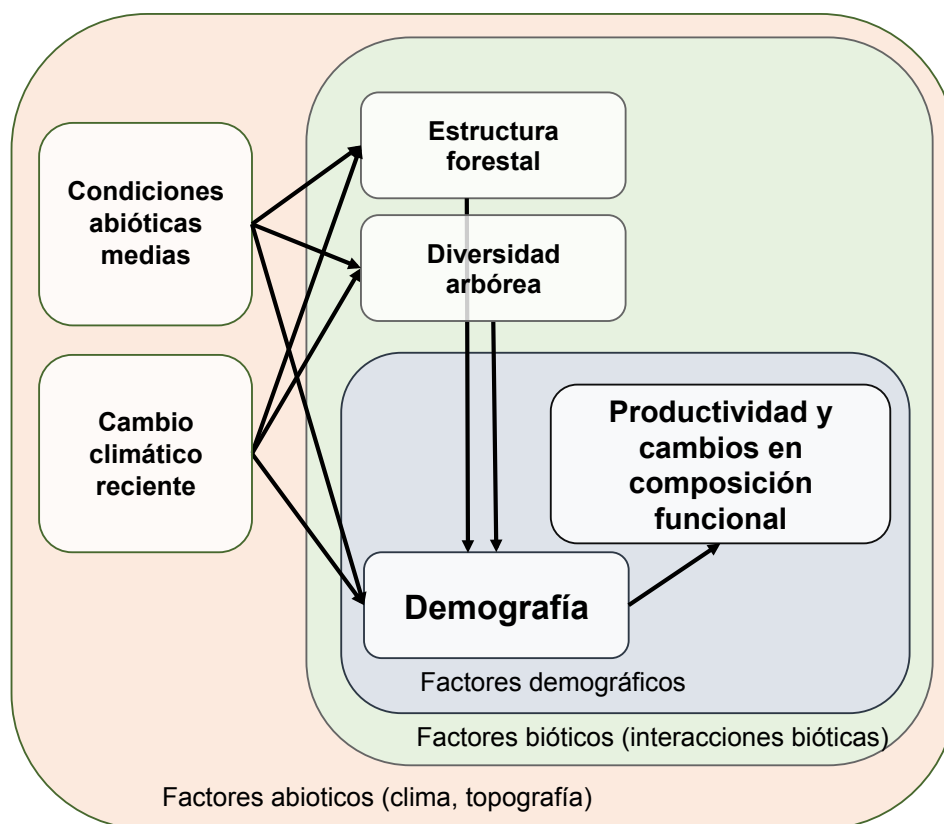


Figura 4.2. Diagrama teórico de flujo que determina las relaciones entre factores abióticos y bióticos determinando la demografía forestal (crecimiento, mortalidad y reclutamiento) y los cambios en composición funcional y productividad arbórea. Adaptado de Ruiz-Benito et al. (2017b) y Astigarraga et al. (2020).

Las condiciones climáticas medias (indicadoras de la variabilidad espacial del clima) y los cambios climáticos (indicadores de la variabilidad temporal en el clima) tienen un efecto directo sobre el almacenamiento y la producción de carbono (Moreno-Fernández et al. 2020a). Para caracterizar el gradiente climático de la península Ibérica pueden usarse variables climáticas como son la temperatura media anual (°C) y la precipitación total anual (mm) o bien medidas que integren ambas variables como la evapotranspiración potencial o la disponibilidad de agua (ver apartado 2). Además del clima, la topografía y el tipo de suelo son factores clave para determinar la disponibilidad de recursos para la vegetación, como la cantidad de agua y las condiciones microclimáticas (Zellweger et al. 2020).

Los efectos del cambio climático reciente en la demografía, la productividad y el almacenamiento de carbono pueden estudiarse a través de cambios temporales graduales como, por ejemplo, aumentos en temperatura, o mediante el número o la intensidad de eventos climáticos extremos como sequías o heladas tardías. Se han observado efectos positivos del aumento de las temperaturas en los cambios en área basimétrica, aunque éstos tienden a ser menores en zonas con baja disponibilidad de agua (Ruiz-Benito et al. 2014b). Además, las predicciones en escenarios de cambio climático moderado muestran que puede ocurrir un aumento en el crecimiento y la mortalidad de algunas especies forestales de la península Ibérica (Benito-Garzón et al. 2013).

La estructura del rodal tiene un importante efecto sobre el almacenamiento o la producción de carbono y refleja tanto parámetros ecológicos ligados a la sucesión forestal como aspectos de gestión forestal actual y pasada. De hecho, debido a la importancia de la estructura del rodal en los patrones demográficos, variables como el área basimétrica, la densidad o el área de la copa se han usado ampliamente como indicadores de la intensidad de competencia (Caspersen et al. 2011, Coomes et al. 2012). En los rodales muy densos o con individuos muy grandes disminuye la disponibilidad de recursos claves para las plantas como la luz o el agua (Pacala et al. 1996). En los bosques mediterráneos, la disponibilidad de agua es clave a niveles elevados de competencia para el crecimiento y la supervivencia de especies (p. ej. Gómez-Aparicio et al. 2011, Quero et al. 2011). Además, también existen índices de competencia que se relacionan con los árboles más grandes en el entorno del individuo focal por su capacidad para interceptar la luz (Coomes & Allen 2007, Ruiz-Benito et al. 2013b).

La estructura del rodal puede afectar de una manera diferente a cada variable demográfica (regeneración, crecimiento y mortalidad, ver Lines et al. 2019). De manera general se ha observado que el crecimiento tiende a ser superior a niveles bajos de competencia (Gómez-Aparicio et al. 2011), mientras que la mortalidad tiende a ser superior a niveles de competencia elevados (Ruiz-Benito et al. 2013b). En el caso de la regeneración, ésta tiende a alcanzar su máximo a niveles de competencia de bajos a intermedios, ya que en estas situaciones se da un balance entre los procesos de facilitación y competencia (Gómez-Aparicio et al. 2004, Ruiz-Benito et al. 2012). Ante competencia intensa se puede estar llevando a las especies a su límite fisiológico y cabe esperar que los efectos adversos de perturbaciones como sequías extremas sean superiores (Jump et al. 2017).

En su expresión más sencilla la diversidad biológica puede expresarse como la riqueza (número) de especies en un determinado rodal, pudiendo influir significativamente en el almacenamiento y la producción de carbono. Esta variable puede hacerse más completa estimando, en función de la disponibilidad de información, la equitatividad, la diversidad funcional (p. ej. Ruiz-Benito et al. 2017a) y la diversidad genética (p. ej. Rodríguez-Quilón et al. 2016). Así, parece que la diversidad genética

podría influir en el crecimiento cuando las condiciones ambientales son favorables (González-Díaz et al. 2020). La diversidad aparece como un componente clave en el almacenamiento de carbono (Figura 4.3), y se ha encontrado que el paso de bosques monoespecíficos a bosques funcionalmente diversos produce de media un aumento del 32% del carbono almacenado y del 21% de la productividad (ver Ruiz-Benito et al. 2014a). Además, se ha observado que el efecto de la selección de especies (es decir, la dominancia de ciertos rasgos funcionales) es particularmente importante en bosques de pinar mediterráneo y bosques caducifolios que dominan en los extremos climáticos de la península Ibérica, lo que sugiere que en las zonas con mayor o menor disponibilidad de recursos puede ser particularmente importante tener especies con rasgos funcionales adaptados a las condiciones climáticas (Ratcliffe et al. 2016a).

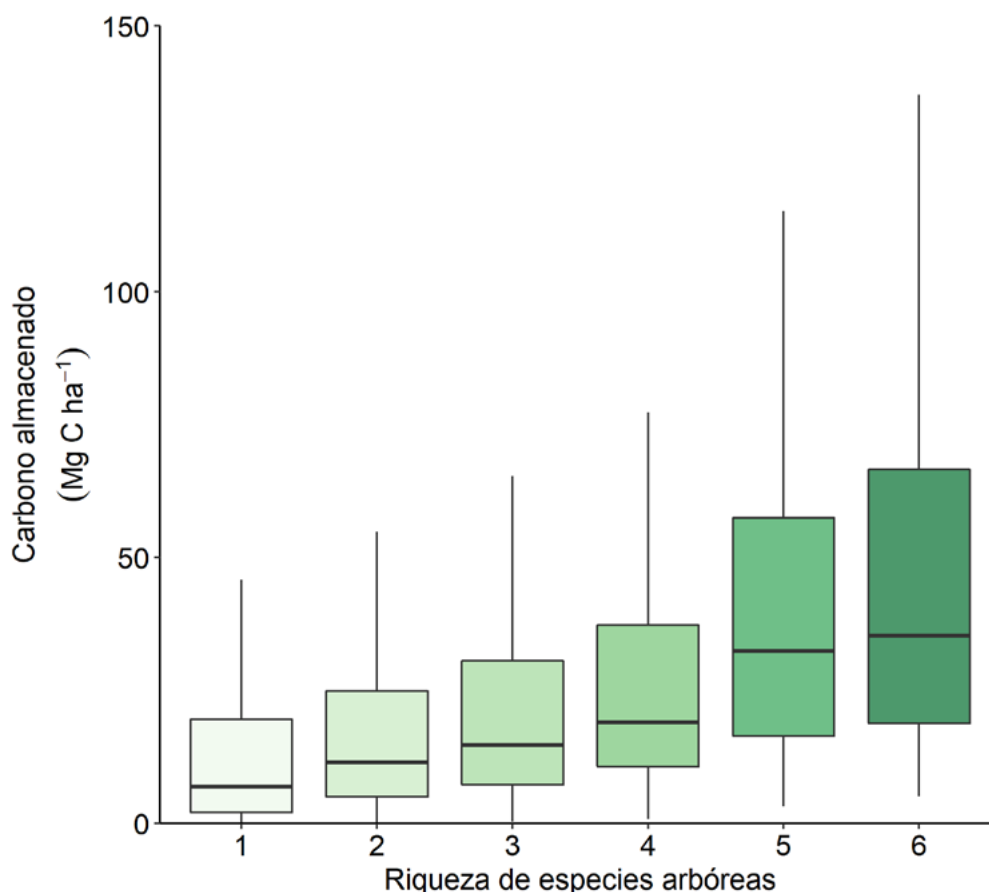


Figura 4.3. Diagrama de cajas y bigotes del carbono almacenado en función de la riqueza de la parcela. Se han encontrado parcelas con hasta 10 especies de árboles adultos, pero sólo hasta 6 existen muestras representativas (> 100 parcelas).

4.2.2. Almacenamiento y productividad de carbono: componentes y su modelización

El almacenamiento de carbono puede calcularse como una variable de estado en cualquiera de los IFNs. A partir del almacenamiento de carbono pueden calcularse los cambios en el carbono en cada una de las parcelas del IFN, ya sea en $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, en cambios estandarizados de carbono almacenado que permiten que sean comparables entre parcelas, en cambios absolutos en Mg C ha^{-1} o en términos de cambios en área basimétrica o biomasa. Además, los cambios absolutos en la productividad de los bosques pueden descomponerse en cada uno de sus componentes demográficos que incluyen el crecimiento, el reclutamiento y la mortalidad (ver apartado 2.2 y 3.2.6).

En la parametrización de modelos para conocer el efecto de variables potencialmente influyentes en el almacenamiento, la productividad o sus componentes demográficos, se pueden considerar los efectos del clima medio y el cambio climático, la topografía y el suelo, la estructura forestal y la diversidad. Muchas de estas variables pueden tener formas no lineales, ya que el efecto de la variable explicativa en la variable respuesta puede no aumentar o disminuir de una manera constante. Por ejemplo, en el efecto del área basimétrica en la regeneración se esperan los valores superiores de regeneración a niveles intermedios de área basimétrica (Gómez-Aparicio et al. 2009, Ruiz-Benito et al. 2012). El estudio del efecto y la importancia relativa de las variables puede usarse con una amplia variedad de técnicas que van desde técnicas frecuentistas tradicionales a modelos de máxima verosimilitud o aproximaciones bayesianas (Ruiz-Benito et al. 2016, ver cuadro 4.1.). En conjunto, estas técnicas buscan la estimación de parámetros informativos de un determinado proceso, donde el signo y la magnitud del parámetro puede usarse para inferir la dirección e importancia de un determinado proceso (ver cuadro 4.1.).

CUADRO 4.1. Aplicación de modelos de máxima verosimilitud para la parametrización de la captura y el almacenamiento de carbono.

Aquí presentamos una técnica de máxima verosimilitud ya empleada para conocer el efecto de la estructura, el clima y la diversidad en el almacenamiento de carbono y la productividad de bosques ibéricos y europeos usando datos del IFN (Ruiz-Benito et al. 2014a, Ruiz-Benito et al. 2017a). Con ella, podemos parametrizar la captura de carbono (Mg C ha año^{-1}), es decir la función de soporte de los bosques, en función de aspectos estructurales, climáticos y de diversidad según la siguiente fórmula multiplicativa:

$$\text{Captura de carbono} = \text{max} \times \text{fc}(\text{estructura}) \times \text{fc}(\text{clima}) \times \text{fc}(\text{diversidad})$$

Donde *max* es un parámetro del modelo que representa el valor máximo potencial de carbono cuando el resto de las condiciones son óptimas y el resto contienen una serie de escalares que varían entre 0 y 1 y que cuantifican cómo el máximo potencial puede verse reducido en función de las condiciones estructurales, climáticas o de diversidad (ver detalles en Ruiz-Benito et al. 2014a, 2016, 2017a y González-Díaz et al. 2019). Antes de la realización de los modelos a escala de la península Ibérica se comprobó la colinealidad y relaciones entre las variables explicativas, seleccionando la temperatura y la precipitación y no incluyendo una variable relacionada con la sequía media al presentar una elevada correlación con la temperatura y la precipitación.

Basándonos en la metodología previa aplicada en Ruiz-Benito et al. (2014a), el efecto de la estructura forestal y el clima ($\text{fc}(\text{estructura}) \times \text{fc}(\text{clima})$) se puede parametrizar usando funciones Gaussianas bivariadas. Para la estructura forestal se incluyó el efecto de la densidad y la heterogeneidad estructural, y para el clima se incluyó el efecto de la temperatura y la precipitación, según las siguientes ecuaciones:

$$\text{Fc}(\text{estructura}) = \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{\text{Densidad} - XD_a}{XD_b} \right)^2 \right] \times \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{\text{Heterogeneidad} - XH_a}{XH_b} \right)^2 \right]$$

$$\text{Fc}(\text{clima}) = \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{\text{Temperatura} - XT_a}{XT_b} \right)^2 \right] \times \exp \left[-\frac{1}{2} \left(\frac{\text{Precipitación} - XP_a}{HP_b} \right)^2 \right]$$

Para la estructura, el efecto de la densidad se mide en n° árboles ha⁻¹ y el de la heterogeneidad a través del diámetro medio de los individuos. XD_a y XH_a son los parámetros relativos a la densidad arbórea y al coeficiente de variación del d.a.p., respectivamente, al que ocurre la máxima captura de carbono. XD_b y XH_b son parámetros estimados que determinan el ancho de la función (es decir, la intensidad de la forma cuadrática).

Para el efecto del clima, los parámetros XT_a y XP_a representan la temperatura media anual (°C) y la precipitación total anual (mm) a las que ocurre el máximo almacenamiento de carbono o productividad, y XT_b y XP_b son parámetros que controlan el ancho de la función.

El efecto de la diversidad se ha parametrizado usando una función exponencial, según la siguiente ecuación:

$$F_c(\text{diversidad}) = [1 - \exp(XR_a \times \text{Riqueza} - XR_b)]$$

La forma exponencial seleccionada para modelizar el efecto de la riqueza arbórea varía entre 0 y 1. El parámetro XR_a determina la forma de la función del efecto de la riqueza de especies en la variable respuesta y el parámetro XR_b define el intercepto de la función. Los modelos pueden realizarse para cada tipo de bosque donde los parámetros estimados proporcionan las bases para determinar el efecto de un proceso determinado, siendo los estimadores de máxima verosimilitud cercanos a cero un indicador de que no hay efecto. Los parámetros fueron calculados usando procedimientos de optimización simulada *annealing* (Goffe et al. 1994). Todos los análisis se realizaron con el paquete likelihood 1.7 (Murphy 2012) en R 3.3 (R Core Team, 2015).

4.3. Modelos empíricos de distribución de especies

En este apartado se describen Modelos de Distribución de Especies (MDE) que permiten calcular la vulnerabilidad de las principales especies forestales españolas ante escenarios de cambio climático, usando como base los datos de Inventario Forestal Nacional. La exposición al cambio climático se entiende como la presencia de especies o ecosistemas en lugares y entornos que podrían verse afectados negativamente (Herrero & Zavala 2015). Además de la exposición, la sensibilidad como componente de la vulnerabilidad indica el grado en el que un sistema se ve afectado -de manera adversa o beneficiosa- por los estímulos relacionados con el clima, considerando la respuesta de las especies a una determinada exposición, de forma que los efectos pueden estar relacionados con el crecimiento, la reproducción, el reclutamiento o la supervivencia de un rodal o ecosistema (Dawson et al. 2011). Así, dependiendo del grado de exposición y de la sensibilidad de las especies al cambio climático, se pueden producir cambios en los procesos demográficos como la mortalidad (Carnicer et al. 2011, Ruiz-Benito et al. 2013a, Camarero et al. 2015) o la regeneración (p. ej. Matías et al. 2011), afectando a las funciones de soporte como el almacenamiento y la fijación de carbono.

La exposición al cambio climático puede calcularse como el cambio en el porcentaje del nicho potencial entre el clima actual y el futuro en una determinada especie (i.e. ver Benito-Garzón et al. 2008). El nicho potencial o la idoneidad del hábitat para una especie, puede entenderse como la relación estadística entre la distribución real conocida y un conjunto de variables independientes utilizadas como predictores. Así, el nicho potencial de una especie puede ser calculado a través

de los MDE, los cuales son modelos correlacionales y asumen que el principal factor subyacente a la distribución espacial de las especies es el clima. Otras asunciones de estos modelos son que la distribución de las especies se encuentra en equilibrio con las condiciones climáticas actuales y que otros factores como la competencia o la dispersión juegan un papel secundario. La proyección de la distribución de especies en escenarios climáticos futuros asume por lo tanto que la nueva distribución o nicho potencial de las especies se ajusta al nuevo patrón climático (Herrero & Zavala 2015).

Estos modelos son fácilmente ajustables y permiten hacer una aproximación espacialmente explícita de la idoneidad del hábitat para una especie bajo unas condiciones ambientales concretas, por lo que han sido ampliamente utilizados para conocer las respuestas al cambio climático.

CUADRO 4.2. Escenarios de cambio climático y efectos esperados sobre el clima

El quinto informe del IPCC define los escenarios climáticos basados en las proyecciones de emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) (IPCC, 2014). Estos escenarios de emisión o “Trayectorias de Concentración Representativas” (RCP por sus siglas en inglés, *Representative Concentration Pathway*) son cuatro trayectorias de concentraciones de emisiones de GEI, que se usan para analizar cómo los diferentes escenarios de emisiones pueden afectar a las condiciones climáticas (ver predicciones según el IPCC (2014) en Tabla 4.1). Los RCP usan series temporales de emisiones y concentraciones del conjunto de GEI y otros gases químicamente activos, así como usos del suelo y cobertura, y determinan el forzamiento radiativo (definido como la diferencia entre la insolación absorbida por la Tierra y la energía irradiada de vuelta al espacio) para el año 2100 y que oscila entre 2,6 y 8,5 W m⁻² (Moss et al. 2008). Además, cada trayectoria RCP contempla los efectos de las posibles políticas o esfuerzos internacionales dirigidas a paliar el cambio climático, de manera que los esfuerzos en mitigación conducen a unos niveles de forzamiento muy bajo (RCP2.6), intermedio (RCP4.5 y 6.0) y muy alto (RCP8.5). Cada RCP conduce a unas condiciones climáticas de temperatura, precipitación y cambios en el nivel del mar específicas al largo del siglo XXI (Tabla 4.1).

Los escenarios de RCP son:

RCP2.5: escenario de emisiones bajo, en el que las emisiones de GEI no superarían los 20 GtCO₂-eq yr⁻¹ para finales del s. XXI y la fuerza radiativa se estabilizaría a aproximadamente 2,5 W m⁻² y podría reducirse a partir de 2100.

RCP4.5: escenario de emisiones bajo-moderado, en el que las emisiones de GEI no superarían los 40 GtCO₂-eq yr⁻¹ para finales del s. XXI y la fuerza radiativa se estabilizaría a aproximadamente 4,5 W m⁻² y 6,0 W m⁻² a partir de 2100.

RCP6.5: escenario de emisiones moderado, en el que las emisiones de GEI alcanzarían los 80 GtCO₂-eq yr⁻¹ para finales del s. XXI y la fuerza radiativa llegaría a los 6,0 W m⁻².

RCP8.5: escenario de emisiones elevado, en el cual las emisiones de GEI podrían aproximarse a los 140 GtCO₂-eq yr⁻¹ para finales del s. XXI y la fuerza radiativa llegaría a alcanzar los 8,5 W m⁻² para 2100.

Tabla 4.1. Cambios proyectados en el calentamiento y en el aumento en el nivel del mar a lo largo del siglo XXI para los escenarios de cambio climático. Modificado de IPCC (2014).

Escenario	Calentamiento proyectado (°C)		Aumentos en el nivel del mar (mm)	
	2016-2065	2081-2100	2046-2065	2081-2100
RCP2.6	1,0 (0,4-1,6)	1,0 (0,3-1,7)	0,24 (0,17-0,32)	0,40 (0,26-0,55)
RCP4.5	1,4 (0,9-2,0)	1,8 (1,1-2,6)	0,26 (0,19-0,33)	0,47 (0,32-0,63)
RCP6.0	1,3 (0,8-1,8)	2,2 (1,4-3,1)	0,25 (0,18-0,32)	0,48 (0,22-0,63)
RCP8.5	2,0 (1,4-2,6)	3,7 (2,6-4,8)	0,30 (0,22-0,38)	0,63 (0,45-0,82)

Los MDE se pueden ajustar con datos de presencia/ausencia de las especies, pero también pueden realizarse con otras variables respuesta como crecimiento, mortalidad o carbono almacenado (Benito-Garzón et al. 2013), o considerando otros aspectos clave como la plasticidad fenotípica y la adaptación local de las especies (Benito-Garzón et al. 2011). A pesar de las ventajas de estos modelos, tienen una falta de realismo biológico en aspectos clave para la dinámica forestal como la dispersión o la variabilidad intraespecífica (Franklin et al. 2010), por lo que resaltamos su uso como indicador de exposición al cambio climático.

Para la predicción de los efectos del cambio climático en la distribución de las especies arbóreas existe información sobre escenarios climáticos futuros que dependen del modelo de circulación utilizado, así como de los escenarios de emisiones (ver Cuadro 4.2). Idealmente, las proyecciones futuras de idoneidad de hábitat deben realizarse para diferentes modelos generales de circulación (sugiriéndose un mínimo de cinco modelos lo más distantes posibles) y escenarios de emisiones contrastados, ya que la selección de ciertos modelos y escenarios puede afectar fuertemente al resultado (Beaumont et al. 2008, Sanderson et al. 2015). Posteriormente, se efectúan ensamblados de modelos realizados con múltiples algoritmos estadísticos, lo que además permite considerar las diferencias asociadas a los diferentes ajustes.

CUADRO 4.3. Aplicación de modelos de distribución de especies para el cálculo de la exposición al cambio climático

Con la información de presencia y ausencia para cada especie y parcela del Tercer Inventario Forestal Nacional (IFN3) a nivel peninsular calibramos los MDE, aunque se pueden usar otras bases de datos armonizadas y de libre acceso como Mauri et al. (2017). Con el paquete “biomod2” (Thuiller et al. 2009) de R 3.3.1 (R Core Team 2015) usamos cinco de los algoritmos estadísticos disponibles: modelos lineales generalizados (McCullagh & Nelder 1989), modelos aditivos generalizados (Hastie & Tibshirani 1990), modelos de bosques aleatorios (Breiman 2001), árboles de clasificación (Breiman et al. 1984) y MaxEnt (Phillips et al. 2006). La evaluación de cada uno de los modelos se realizó mediante la media de los estadísticos “True Skill

Statistic” (TSS) y el área bajo el estadístico “Receiver Operating characteristic Curve” (ROC). Las predicciones de cada uno de los algoritmos fueron ensambladas para la proyección de los modelos finales en condiciones climáticas actuales y futuras. El modelo fue parametrizado con el 80% de los datos y evaluado con el 20% de los datos.

Cabe destacar que el uso de los datos del IFN para calibrar los modelos tiene la ventaja que posee tanto datos de presencia de las especies como datos de ausencias. Cuando no se disponen de datos de ausencia espacialmente explícitos es posible generar pseudo-ausencias aleatorias en aquellos lugares donde la especie no está presente. En ese caso, es recomendable utilizar un número elevado de pseudo-ausencias (Barbet-Massin et al. 2012).

La información climática usada fueron datos bioclimáticos de Worldclim o Chelsa (Karger et al. 2017) que proporcionan información de clima actual (ver apartado 3), pero también bajo escenarios de cambio climático futuro. Los datos bioclimáticos constan de 19 variables construidas a partir de datos de precipitación y temperatura para un periodo de tiempo (Apéndice S3). Como muchas de estas variables bioclimáticas están correlacionadas entre sí puede realizarse un análisis de componentes principales con la finalidad de resumir en una o dos variables las condiciones climáticas clave en la península Ibérica como el gradiente de temperatura-precipitación (Figura 4.4). El eje de las X del análisis de componentes principales se relaciona negativamente con la temperatura, de forma que los mayores valores en este eje se corresponden con valores altos de temperaturas máximas de mes y cuatrimestre más húmedo, seco y cálido, mientras que se relaciona positivamente con las precipitaciones del mes más seco, así como con la del cuatrimestre más seco y cálido (Figura 4.4). El eje de las Y del análisis de componentes principales se relaciona negativamente con variables relacionadas con las precipitaciones y positivamente con la estacionalidad de las temperaturas (Figura 4.4).

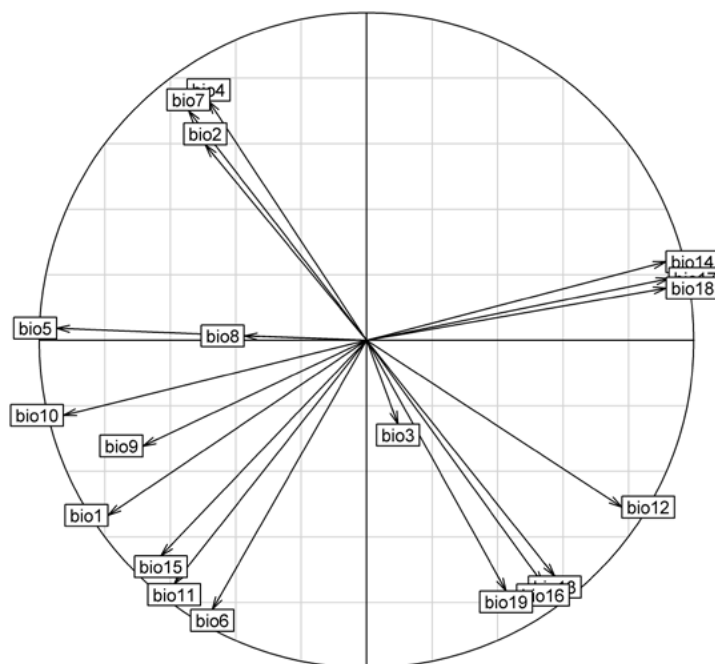


Figura 4.4. Análisis de componentes principales para la selección de las variables climáticas en las condiciones presentes. Elaboración propia a partir de las variables bioclimáticas obtenidas de Wordclim (Hijmans et al. 2005) (ver Tabla S3.1 para ver la descripción de cada una de las variables).

5. ESTIMACIÓN DE LA FUNCIÓN DE SOPORTE DE LOS BOSQUES ESPAÑOLES: APLICACIÓN A DIFERENTES ESCALAS

A continuación, presentamos un rango de casos de estudio representativos de cómo el Inventario Forestal Nacional puede usarse para caracterizar la función de soporte de los bosques españoles (Tabla 5.1). Los dos primeros casos presentados se centran en la cuantificación del almacenamiento y la producción de carbono de los bosques ibéricos a nivel de parcela y su extrapolación a nivel de polígono del Mapa Forestal Español (MFE50). En primer lugar, esto nos permite conocer los patrones espaciales de estas funciones ecosistémicas, así como valores medios y variabilidad para cada especie y, en segundo lugar, la cantidad de carbono almacenado en una determinada superficie.

Tras los casos enfocados en la cuantificación de carbono, presentamos dos casos de estudio que muestran los resultados de técnicas de modelización. El primero permite conocer la cantidad de carbono almacenado para las condiciones de los modelos parametrizados, así como la importancia absoluta y relativa de variables explicativas del carbono almacenado. El segundo, permite analizar la exposición de una determinada especie ante el cambio climático.

En último lugar presentamos cómo la cuantificación del carbono almacenado a nivel de parcela y polígono, y la parametrización de modelos de almacenamiento y producción de carbono, así como de exposición, pueden integrarse en sistemas multicriterio para obtener una ponderación de la función de soporte de la biomasa aérea y subterránea arbórea en función de factores de conservación, riesgo y gestión, que podrían aplicarse a otros compartimentos del carbono (regenerado, matorral, suelos, madera muerta, etc.).

Tabla 5.1. Casos de estudio relacionados con la función de soporte mostrados con una breve descripción del caso de estudio, escala de aplicación y el resultado obtenido.

Caso de estudio y objetivo	Escala de aplicación	Resultado obtenido
(1) Cuantificación del almacenamiento y producción de carbono en las parcelas del IFN	Parcela y tipo de bosque (especie o grupo funcional principal)	Cantidad de carbono por parcela y tipo de bosque (Mg C ha ⁻¹ , Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹). Cálculo a nivel de individuo, especie y parcela.
(2) Cuantificación del almacenamiento y producción de carbono en los polígonos del MFE	Polígono y tipo de bosque (especie o grupo funcional principal)	Cantidad de carbono por polígono y tipo de bosque (Mg C, Mg C año ⁻¹). Extrapolación a nivel de polígono y, por tanto, superficie.
(3) Parametrización de modelos de almacenamiento y producción de carbono	Parcela y tipo de bosque (especie o grupo funcional principal)	Importancia relativa y absoluta de variables explicativas como condiciones climáticas medias, cambio climático, estructura forestal y diversidad
(4) Exposición de las principales especies ante el cambio climático	Parcela y tipo de bosque (especie principal). Extrapolable a nivel de polígono	Cálculo de la exposición (diferencia de idoneidad de hábitat actual y futura bajo escenarios de cambio climático) para las especies principales.
(5) Ponderación del almacenamiento y producción de carbono	Parcela y tipo de bosque (especie principal). Extrapolable a nivel de polígono	Ponderación del almacenamiento o productividad de carbono por otros factores de conservación, riesgo y gestión de interés

5.1. Caso I. Cuantificación de la función de soporte a nivel de rodal: almacenamiento y productividad de carbono de las principales especies forestales

La información del Inventario Forestal Nacional (IFN) permite calcular de manera precisa la cantidad de carbono almacenado y producido en zonas forestales cada km², ya que desde el segundo IFN se muestrean de una manera sistemática todas las zonas forestales. El carbono almacenado por hectárea para los principales tipos de bosques españoles tiene un valor medio de 56,26 ± 55,13 Mg C ha⁻¹ según los datos del IFN3 (Figura 5.1a) que oscila entre 0,09 y 162,56 Mg C ha⁻¹ (percentiles 0,01 y 99 respectivamente). Del total de carbono almacenado el 73% correspondió al carbono almacenado en la parte aérea (Figura 5.1b), mientras que el 27% restante se almacenó en la parte subterránea (Figura 5.1b).

Considerando las principales especies que forman los bosques españoles, el almacenamiento de carbono fue muy distinto en función de la especie dominante. Los menores valores de carbono almacenado se observaron en pinares mediterráneos y sub-mediterráneos dominados por *Pinus halepensis*, *P. pinea*, *P. pinaster* y *P. nigra*, y en bosques de quercíneas mediterráneas y sub-mediterráneas dominados por *Quercus ilex*, *Q. suber*, *Q. faginea* y *Q. pyrenaica*. Los mayores valores de almacenamiento de carbono se obtuvieron 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 (*Quercus robur*, *Q. petraea*), pinares de montaña (*Pinus sylvestris*, *P. uncinata*) y otros pinares (*P. canariensis* y *P. radiata*, Figura 5.1a). El carbono almacenado generalmente es mayor en la parte aérea en comparación con la parte subterránea (Figura 5.1b).

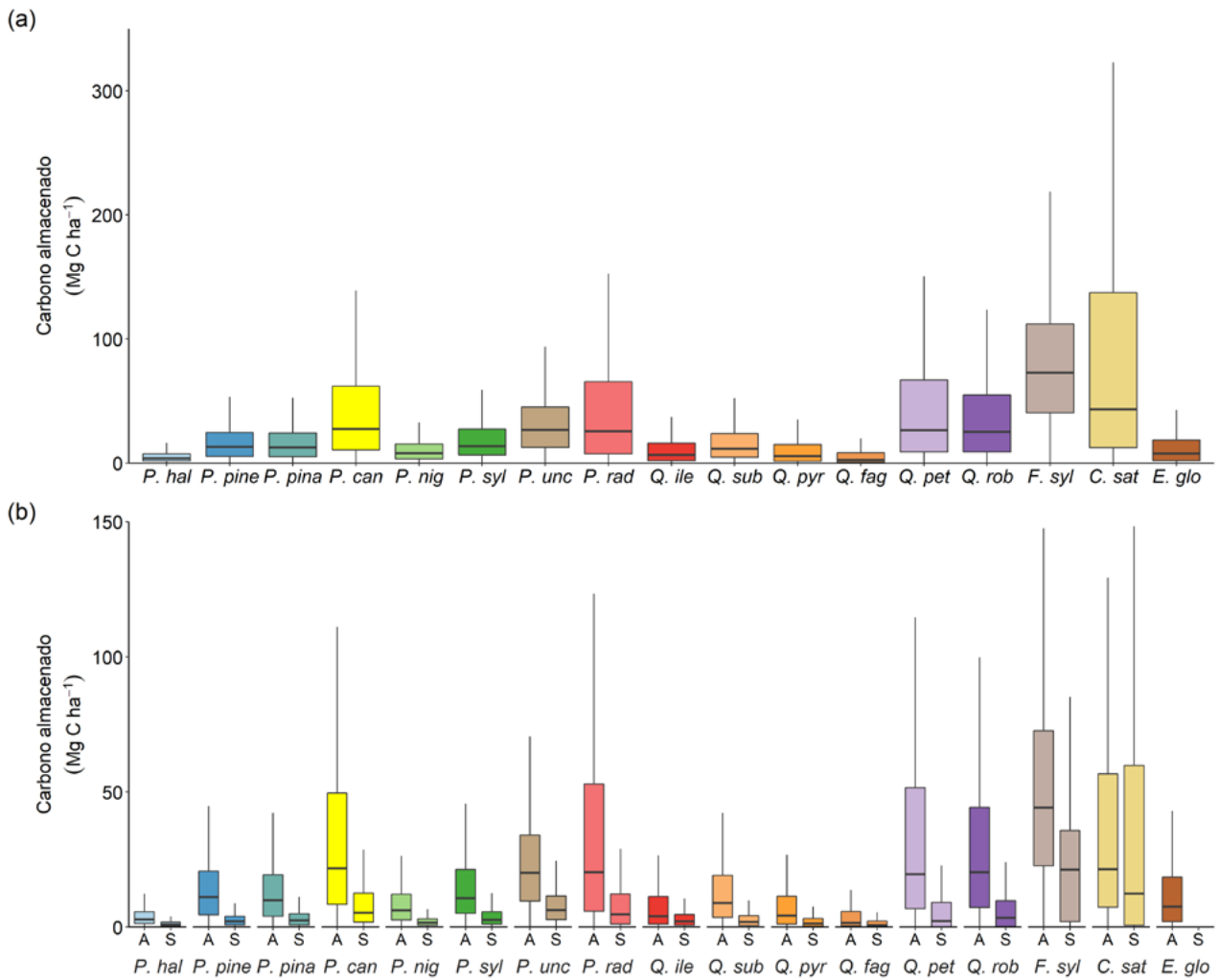


Figura 5.1. (a) Carbono almacenado total; y (b) según el compartimento (A = parte aérea; S = parte subterránea; para masas forestales dominados por distintas especies. P. hal = *Pinus halepensis*, P. pine = *P. pinea*, P. pina = *P. pinaster*, P. can = *P. canariensis*, P. nig = *P. nigra*, P. syl = *P. sylvestris*, P. unc = *P. uncinata*, P. rad = *P. radiata*, Q. ile = *Q. ilex*, Q. sub = *Q. suber*, Q. pyr = *Q. pyrenaica*, Q. fag = *Q. faginea*, Q. pet = *Q. petraea*, Q. rob = *Q. robur*, F. syl = *Fagus sylvatica*, C. sat = *Castanea sativa*, E. glo = *Eucalyptus globulus*. En el caso de *E. globulus* el carbono total sólo incluye la parte aérea. Elaboración propia a partir de datos del tercer Inventario Forestal Nacional (Villanueva, 2004).

La productividad o captura de carbono para los principales tipos de bosques españoles obtuvo un valor medio de $1,54 \pm 1,84$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹ entre el IFN2 e IFN3, y de $0,86 \pm 2,32$ Mg C ha⁻¹ año⁻¹ entre el IFN3 e IFN4 (Figura 5.2) para las parcelas permanentes comparables con el IFN4, del cual el 74% fue fijado en la parte aérea. La producción anual de carbono varió considerablemente en función del tipo de bosque, siendo inferior en pinares mediterráneos (p. ej. *Pinus halepensis*) y bosques de quercíneas (*Quercus ilex*, *Q. suber*, *Q. faginea*), y siendo mayor en los pinares exóticos (*P. radiata*), los bosques de frondosas (p. ej. *Fagus sylvatica*, *Quercus robur*, *Q. petraea*, etc.) seguido de los pinares de montaña (p. ej. *Pinus sylvestris*, *P. uncinata*, *P. nigra*) (Figura 5.2). Los cambios en la productividad de carbono entre el período del IFN2 e IFN3 y del IFN3 e IFN4 indican que en general se ha producido un descenso en la captura media de carbono en los principales tipos de bosque españoles. Este descenso en la productividad de carbono es particularmente llamativo en algunas especies como el haya (*F. sylvatica*), el pino marítimo (*P. pinaster*) o el pino de monterrey (*P. radiata*) (Figura 5.2).

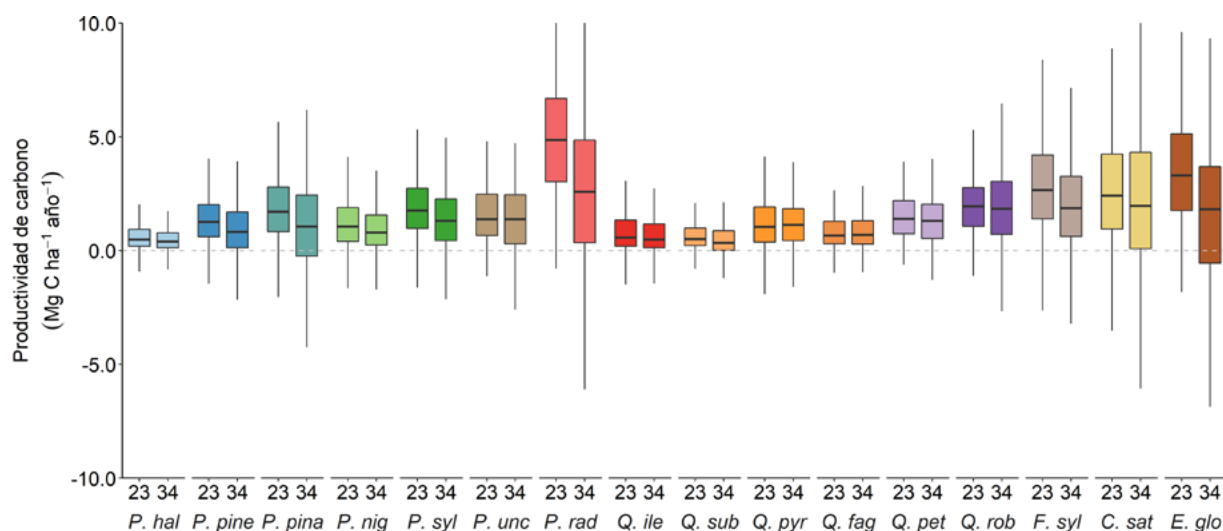


Figura 5.2. Productividad de carbono para el periodo comprendido entre segundo y tercer, y tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN 23 e IFN 34) para masas forestales dominadas por diferentes especies. P. hal = *Pinus halepensis*, P. pine = *P. pinea*, P. pina = *P. pinaster*, P. can = *P. canariensis*, P. nig = *P. nigra*, P. syl = *P. sylvestris*, P. unc = *P. uncinata*, P. rad = *P. radiata*, Q. ile = *Q. ilex*, Q. sub = *Q. suber*, Q. pyr = *Q. pyrenaica*, Q. fag = *Q. faginea*, Q. pet = *Q. petraea*, Q. rob = *Q. robur*, F. syl = *Fagus sylvatica*, C. sat = *Castanea sativa*, E. glo = *Eucalyptus globulus*. En el caso de *E. globulus* sólo incluye la parte aérea. Elaboración propia a partir de datos de las parcelas permanentes del segundo, tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional.

Existen fuertes patrones espaciales en el almacenamiento y la producción de carbono (Figura 5.3 y 5.4). Así, se observan mayores valores de almacenamiento y producción de carbono en la región atlántica y en los Pirineos, con valores de intermedios a altos en las zonas montañosas de la península ibérica (p. ej. Sierra Morena, el sistema Central y el sistema Ibérico, ver Figura 5.3). También se alcanzan valores elevados de almacenamiento a nivel de rodal en las zonas montañosas de las islas Canarias (p. ej. norte de Tenerife o Las Palmas, Figura 5.4a). Estas diferencias en el almacenamiento y producción de carbono en función del gradiente N-S que se modifica con las variaciones altitudinales, se traslada a diferencias en el almacenamiento y captura de carbono a nivel provincial, con valores elevados en las provincias de la cornisa cantábrica junto con La Rioja y Navarra (Figura 5.4).

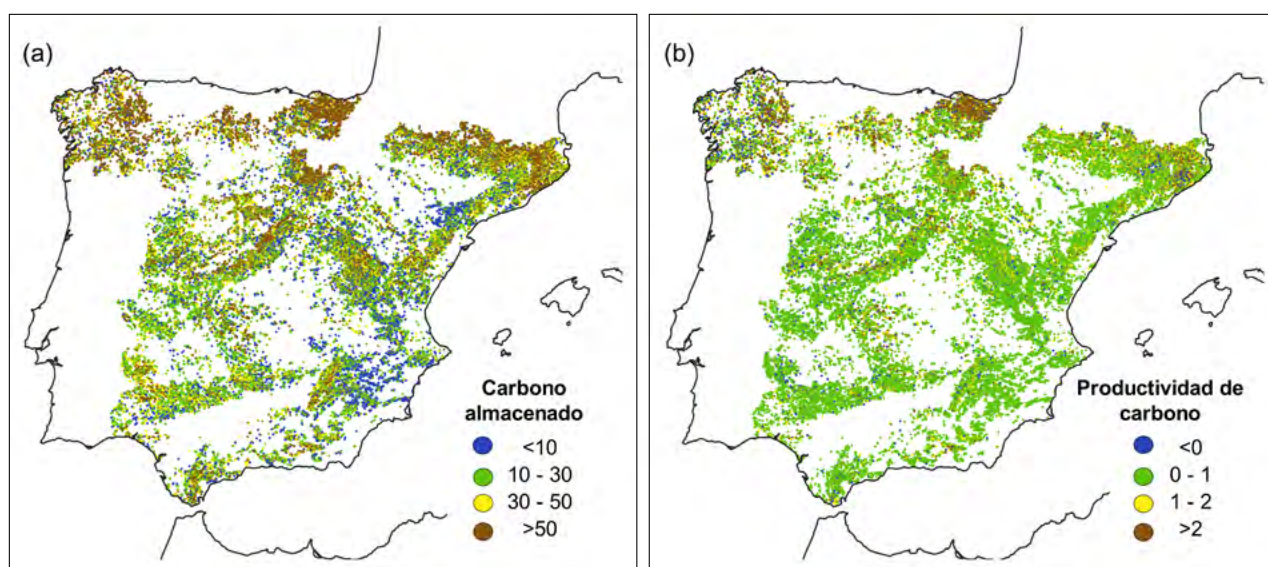


Figura 5.3. Mapa de España que muestra (a) el carbono medio almacenado (Mg C ha^{-1}) usando datos del tercer Inventario Forestal Nacional; y (b) la productividad o captura de carbono ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) usando datos del segundo y tercer Inventario Forestal Nacional. Elaboración propia usando el Inventario Forestal Nacional (Villanueva 2004).

El almacenamiento de carbono es menor en provincias del sur y centro peninsular (p. ej. Madrid, Cáceres, Badajoz), así como en Baleares, siendo intermedio en las provincias del nordeste peninsular (p. ej. Barcelona, Girona, Tarragona, Lleida, Figura 5.4).

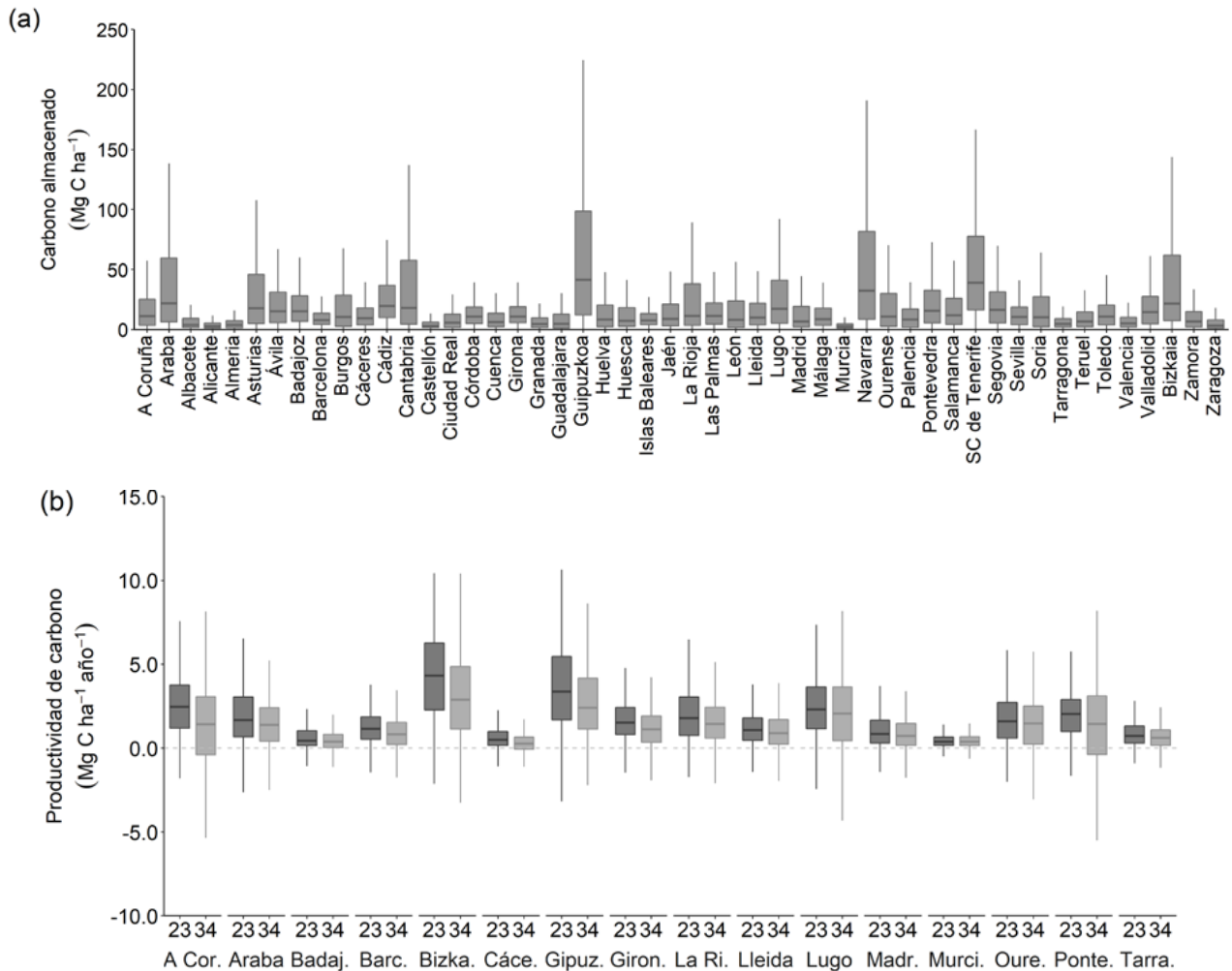


Figura 5.4. (a) Carbono almacenado por provincia; y (b) productividad de carbono por provincia para el periodo comprendido entre segundo y tercer, y tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN 23 e IFN 34). A Cor. = A Coruña, Badaj. = Badajoz, Barc. = Barcelona, Bizka. = Bizkaia, Cáce. = Cáceres, Gipuz. = Gipuzkoa, Giron. = Girona, La Ri. = La Rioja, Madr. = Madrid, Murci. = Murcia, Oure. = Ourense, Ponte. = Pontevedra, Tarra. = Tarragona. Elaboración propia a partir de datos de las parcelas permanentes del segundo, tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional.

Nuestros resultados concuerdan con los valores obtenidos por trabajos previos (ver Tabla 5.2). El carbono almacenado en los bosques españoles es ligeramente inferior al de los bosques templados, que se sitúa entre 58-188 Mg C ha⁻¹ para carbono almacenado en la parte aérea (Watson & Team 2001, Karjalainen et al. 2003, Keith et al. 2009) y 62-78 Mg C ha⁻¹ para carbono bajo suelo (Keith et al. 2009). Nuestros resultados están de acuerdo con estimaciones del almacenamiento y producción de carbono realizadas con datos del IFN a nivel general de los bosques ibéricos o para las principales especies arbóreas (Vayreda et al. 2012b, Ruiz-Benito et al. 2014a), así como en el rango estimado para los bosques del norte de España (Murillo et al. 1997, Tabla 5.2).

Los cambios en el almacenamiento y la producción de carbono dependen no sólo de los cambios dentro de bosques (p. ej. incremento en la biomasa), sino de los cambios de uso y cobertura del

suelo. Pan et al. (2011) muestra cómo los cambios de uso y cobertura del suelo son especialmente importantes en el balance de carbono de los bosques tropicales, siendo el de los bosques europeos principalmente debido a cambios dentro de bosques. Además, el uso previo al bosque (p. ej. cultivo) influye de manera que los bosques “nuevos representan cerca del 22% del carbono almacenado en bosques de regiones biogeográficas contrastadas y crecen en tasas 25% superiores respecto a bosques previamente establecidos (Vila-Cabrera et al. 2017). Estudios previos realizados a nivel de España y analizando los cambios en el uso y cobertura del suelo con el CORINE Land Cover y con el IFN sugieren que la mayor parte de los cambios en la cantidad de carbono almacenado se están produciendo dentro de bosque (OSE 2007). Sin embargo, resultados previos sugieren que cambios de usos de suelos agrícolas o urbanos a forestales suponen un aumento en la captura de carbono, mientras que cambios en otras direcciones tienden a llevar asociadas emisiones (OSE 2011).

Tabla 5.2. Valores medios de almacenamiento y producción de carbono de trabajos previos.

Carbono almacenado		Captura de carbono	
Referencia	Valor (Mg C ha ⁻¹)	Referencia	Valor (Mg C ha ⁻¹ año ⁻¹)
Ruiz-Benito et al. (2014a)	35,6-85,2	Vayreda et al. (2012a)	1,4
Vila-Cabrera et al. (2017)	45	Ruiz-Benito et al. (2014a)	35,6-85,2
		Murillo (1997)	2,91
		Macías & Rodríguez Lado (2003)	0,52-5,14

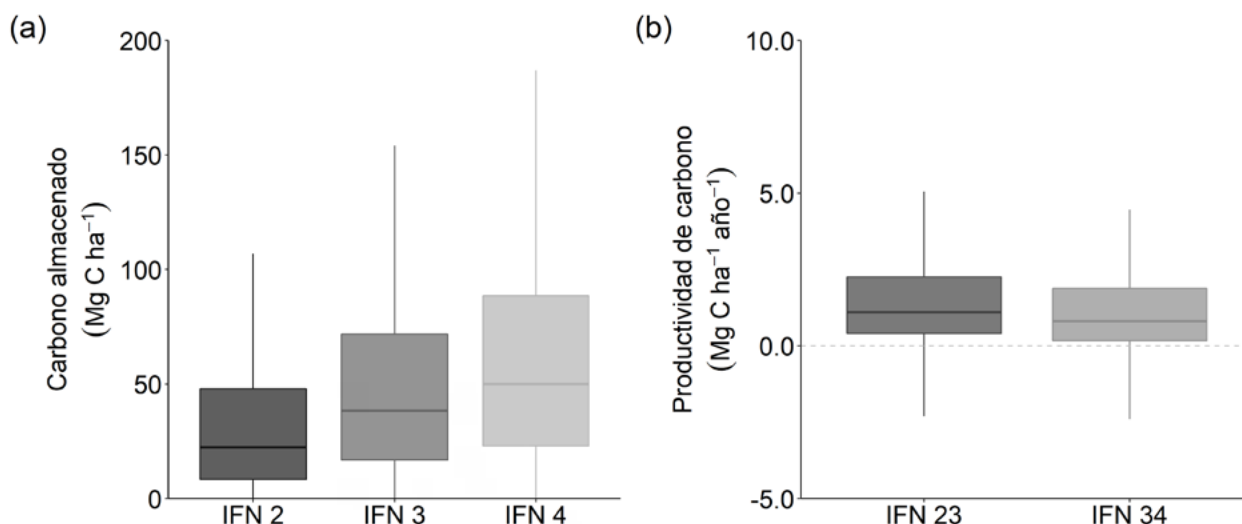


Figura 5.5. (a) Carbono almacenado en el segundo, tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN 2, IFN 3 e IFN 4), y (b) productividad de carbono para el periodo comprendido entre segundo y tercer, y tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN 23 e IFN 34). Elaboración propia a partir de datos de las parcelas permanentes del segundo, tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional.

Además de la variabilidad espacial, el almacenamiento y producción de carbono han variado en las últimas tres décadas. Utilizando los datos de las parcelas permanentes del segundo, tercer y cuarto IFN observamos un aumento del almacenamiento de carbono medio (Figura 5.5a), mien-

tras que la productividad de carbono ha disminuido en el periodo comprendido entre el IFN 34 respecto al periodo entre el IFN 23 (Figura 5.5b). A pesar de esta reducción, los valores medios de productividad de carbono son superiores a cero entre los tres IFN analizados, indicando que el almacenamiento ocurre a lo largo de los tres IFN y que los bosques están actuando como sumideros de carbono. Estos resultados concuerdan con los resultados obtenidos en distintos trabajos para los bosques del hemisferio norte (Pan et al. 2011, Pugh et al. 2019). En el caso de los bosques españoles el aumento del almacenamiento de carbono en los últimos 30 años puede deberse en parte al abandono agrícola y a la reducción de la gestión forestal, que está causando la generación de bosques nuevos y aumentos de biomasa en bosques pre-existentes (Vayreda et al. 2016, Seijo et al. 2018, Vila-Cabrera et al. 2017). Asimismo, se ha observado que este aumento de la biomasa tiene consecuencias directas en la demografía forestal, dado que puede aumentar la competencia por los recursos, disminuyendo así el reclutamiento y el crecimiento, y aumentando la mortalidad (Astigarraga et al. 2020). Por todo ello, siguiendo las tendencias demográficas actuales, el aumento que se ha dado en las últimas tres décadas en el almacenamiento de carbono podría verse reducido en los próximos años.

5.2. Caso 2. Extrapolación espacial de la función de soporte: de la escala de rodal y monte a escala regional

A menudo debemos estimar la provisión de un servicio a una escala mayor que la de monte. Un caso muy habitual es el de datos de almacenamiento y secuestro de carbono a escala regional o incluso de país ya que estos son las estimaciones necesarias para establecer mecanismos de compensación de emisiones. Para calcular la función de soporte de los bosques españoles a una escala mayor que la de rodal o parcela (p. ej. nivel regional o nacional) a partir de los datos procedentes del Inventario Forestal Nacional (IFN) es necesario llevar a cabo un proceso de extrapolación. La extrapolación es un proceso donde a partir de valores conocidos (es decir, el carbono medio para una parcela) se estiman valores desconocidos en otras áreas para las que no existen datos (es decir, el carbono para una determinada superficie como podrían ser los polígonos del Mapa Forestal Español (MFE) al ser la cartografía base del IFN).

Proponemos aplicar una extrapolación espacialmente explícita donde se cruzan los datos de cada parcela y especie procedentes del IFN con los polígonos del MFE de máxima actualización (ver ejemplo realizado para la cantidad de madera en Ojea et al. 2012). Las parcelas del IFN son representativas del almacenamiento de carbono de los bosques al tener una parcela muestreada cada km². Cuando varias parcelas del IFN de dos o más tipos de bosque diferente están situadas en un mismo polígono del MFE50 se establece una extrapolación del carbono estimado ponderando por la proporción de parcelas de cada tipo de bosque (ver Cuadro 5.1). Así, el carbono total será el sumatorio del carbono calculado para cada polígono del MFE presente en la superficie de interés, que puede ser desde regional a extensiones superiores.

CUADRO 5.1. Ejemplo de extrapolación del carbono almacenado o producido a nivel de parcela del Inventario Forestal Nacional a escala de polígono del Mapa Forestal Español.

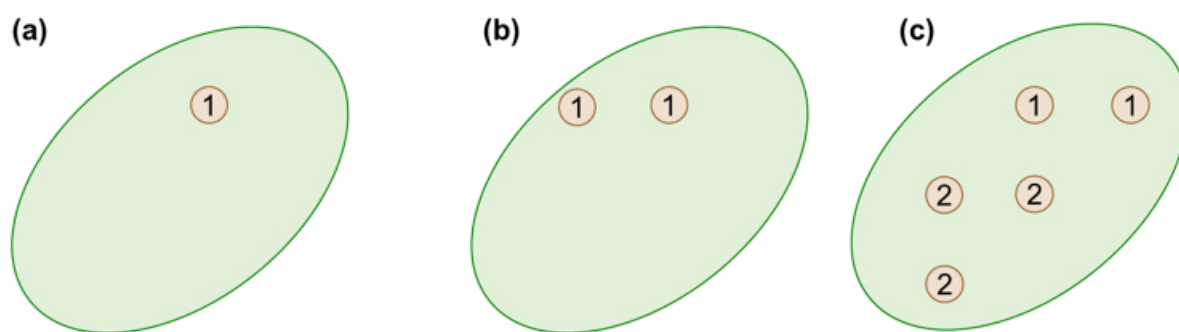
La información del IFN está basada en el levantamiento de parcelas, lo que dificulta conocer la cantidad de carbono almacenado para un área concreta. Para conocer el almacenamiento de carbono en un determinado polígono proponemos extrapolar usando el carbono medio de la parcela y el área del polígono. En el caso de extrapolar información de las parcelas permanentes únicamente se debe calcular la cantidad de polígonos sin parcela asociada y plantear la posibilidad de extrapolar un valor medio según la especie dominante del bosque o el valor de una parcela cercana.

Mostramos tres posibles casos que pueden ocurrir a la hora de extrapolar de nivel de parcela del Inventario Forestal Nacional a nivel de polígono del Mapa Forestal Español:

(a) La extrapolación es sencilla si contamos con una única parcela en el polígono. Supongamos que la parcela almacena 40 Mg C ha^{-1} y que el área del polígono es de 1000 ha . Entonces se habrá almacenado en el polígono 40.000 Mg C (Figura 5.6a).

(b) En un polígono con dos parcelas dominadas por la misma especie y en una parcela se tiene un valor medio de 40 Mg C ha^{-1} y en la segunda un valor medio de 20 Mg C ha^{-1} para un área del polígono de 1000 ha tendríamos un carbono almacenado de 30.000 Mg C (Figura 5.6b).

(c) Si en un polígono tenemos dos parcelas dominadas por la especie “1” y tres parcelas dominadas por la especie “2”, se calcula la media considerando el número de parcelas y se extrapola a nivel de polígono (ver Figura 5.6c). Supongamos que las dos parcelas dominadas por la especie “1” almacenan de media 35 Mg C ha^{-1} y las tres parcelas dominadas por la especie “2” almacenan un valor medio de 25 Mg C ha^{-1} y el área del polígono es de 1000 ha . Entonces el carbono total almacenado en el polígono es de 29.000 Mg C .



Mapa Forestal Nacional - polígono
 Inventario Forestal Nacional - parcela

Figura 5.6. Descripción de la aproximación espacialmente explícita para la extrapolación de carbono del nivel de parcela del Inventario Forestal Nacional (IFN) a nivel de polígono del Mapa Forestal Español (MFE). Para ello mostramos las diferentes opciones: (a) hay una única especie dominante y una parcela de IFN por polígono del MFE; (b) hay una única especie dominante y cuatro parcelas de IFN por polígono del MFE; y (c) hay dos especies dominantes y cinco parcelas de IFN por polígono del MFE.

La ventaja del uso de una metodología espacialmente explícita para calcular la función de soporte de los bosques españoles a una escala mayor que la de parcela es que esta metodología contempla variaciones inter- e intra- específicas a pequeña escala en la captura de carbono. Las variaciones de captura de carbono dentro de un mismo tipo de bosque pueden estar motivadas por la diversidad estructural o climática del rodal además de la componente genética, entre otros. Así, por ejemplo, es posible que un mismo tipo de bosque capture más o menos carbono dependiendo de si se encuentra en una zona con mayor o menor disponibilidad de agua, o si se encuentra en una masa más o menos densa. Además, como se aprecia en las Figuras 5.1 y 5.2, el valor medio de almacenamiento y captura de carbono difiere enormemente entre unos tipos de bosque y otros. De esta manera, al cruzar los datos a nivel de parcela y especie dominante con los polígonos del MFE50, se mejora la precisión si lo comparamos con extrapolaciones basadas exclusivamente en los valores medios de almacenamiento y captura de carbono por especie.

5.3. Caso 3. Análisis de los factores principales que determinan el secuestro de carbono

Los principales factores que pueden influenciar la captura de carbono de los sistemas forestales son las condiciones climáticas medias, las condiciones edáficas y topográficas, el cambio climático, la estructura forestal y la diversidad (ver apartado 4.2). En un contexto de cambio climático, donde el efecto sumidero de los bosques es una estrategia clave de mitigación, es relevante conocer cuáles son estos factores y en qué medida subyacen a la producción o captura de carbono. Para ello, se pueden formular modelos paramétricos y no paramétricos que permiten evaluar el efecto de diversas variables explicativas y la contribución de cada una de ellas a los valores actuales de captura de carbono.

En el caso de fórmulas paramétricas, utilizamos la descrita en el apartado 4.2 (Cuadro 4.1) que permite parametrizar la captura de carbono (Mg C ha^{-1}) en función de aspectos estructurales, climáticos y de diversidad (p. ej. Ruiz-Benito et al. 2014a). Además de considerar estos aspectos, analizamos si en el almacenamiento de carbono había un efecto de variables relacionadas con el riesgo (nivel de erosión, fragilidad del suelo y riesgo de erosión), con la conservación (pertenencia a un Espacio Natural Protegido o a la Red Natura) y con la gestión (evidencias de gestión reciente). Así, para las especies principales se comparó los modelos completos con modelos alternativos donde se eliminaba el efecto de cada una de las variables secuencialmente usando el criterio de información de Akaike (AIC, Akaike Information Criterion). AIC utiliza la máxima verosimilitud como criterio de bondad de ajuste y el número de parámetros como medida de complejidad, de manera que el índice penaliza la bondad de ajuste con el exceso de parámetros. Una disminución de AIC mayor que dos indica que el modelo más complejo es más parsimonioso (Burnham & Anderson 2002).

Tabla 5.3. Comparación de modelos alternativos de la captura de carbono mediante el criterio de información de Akaike (AIC). El signo “+” indica que la variable mejora el modelo cuando es incorporada. A mayor número de “+” indica una mayor diferencia en AIC entre el modelo completo y el modelo sin ese conjunto de variables. El signo “-” indica que en términos de ΔAIC no existe apoyo para incluir la variable en el modelo.

Especie	Clima	Estructura	Riqueza	Riesgo	Conservación	Gestión
<i>P. halepensis</i>	++	+++	+	-	-	-
<i>P. pinea</i>	+	+++	+	-	-	-
<i>P. pinaster</i>	-	++	+++	-	-	-
<i>P. canariensis</i>	-	-	-	-	-	-
<i>P. nigra</i>	+	+++	-	++	-	-
<i>P. sylvestris</i>	++	+++	-	-	-	-
<i>P. uncinata</i>	++	++	-	-	-	-
<i>P. radiata</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Q. ilex</i>	++	+++	-	-	-	-
<i>Q. suber</i>	++	+++	+	-	-	-
<i>Q. pyrenaica</i>	-	+++	-	-	-	-
<i>Q. faginea</i>	-	+++	++	-	-	-
<i>Q. petraea</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Q. robur</i>	-	+++	-	-	-	-
<i>F. sylvatica</i>	-	+++	-	-	-	-
<i>C. sativa</i>	++	++	+++	-	-	-
<i>E. globulus</i>	-	+++	-	-	-	-

Los resultados de estos modelos iniciales sugieren que las variables más importantes en la captura de carbono para las principales especies fueron variables relacionadas con la estructura del rodal (es decir, en este caso densidad y heterogeneidad), clima (precipitación y temperatura) y diversidad (riqueza de especies) (ver Cuadro 4.1. y González-Díaz et al. 2019). Sin embargo, las variables relacionadas con riesgo, conservación y gestión no tuvieron un efecto importante en la captura de carbono para la mayor parte de los tipos de bosque evaluados (Tabla 5.3).

Por otro lado, se estimó el carbono almacenado en las parcelas del tercer IFN con un algoritmo *Random forest* considerando variables relacionadas con la estructura forestal (densidad arbórea y tipo de bosque considerando las principales especies arbóreas), clima (temperatura, precipitación y el índice de sequía SPEI), diversidad (riqueza de especies), riesgo (nivel de erosión, fragilidad del suelo y riesgo de erosión), conservación (pertenencia a Espacios Naturales Protegidos y a la Red Natura 2000) y gestión (evidencias de gestión reciente según información del IFN). La importancia relativa de las variables fue similar a la obtenida con el modelo paramétrico de máxima verosimilitud, y en conjunto explicaron un 40,03% de la varianza. Así, las variables de estructura y climáticas son las que tienen una mayor importancia a la hora de explicar el carbono almacenado por los sistemas forestales españoles, pero adjudicó relativamente una menor importancia a la variable de diversidad que en el caso de los modelos de máxima verosimilitud (ver Figura 5.7 versus Tabla 5.3).

Esta diferencia puede deberse a la relación no lineal entre la diversidad con el carbono almacenado y otros componentes demográficos (Ruiz-Benito et al. 2014a, 2016), y el hecho que la diversidad funcional puede ser una variable explicativa mejor en el caso de los bosques ibéricos (Ruiz-Benito et al. 2014a).

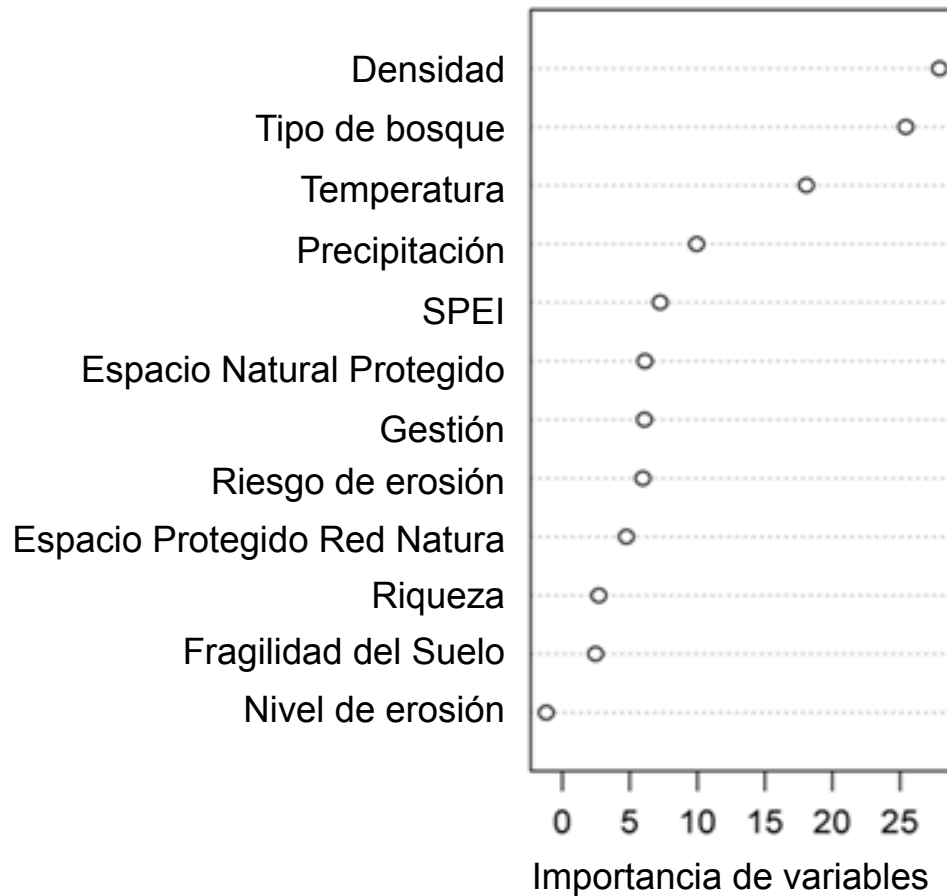


Figura 5.7. Importancia de las variables explicativas incluidas en el modelo de carbono almacenado parametrizado de acuerdo con el algoritmo *Random Forest*. Elaboración propia a partir de datos del tercer Inventario Forestal Nacional (Villanueva 2004).

5.4. Caso 4. Vulnerabilidad de las principales especies forestales frente al cambio climático

Para predecir la exposición de las principales especies españolas bajo escenarios de cambio climático pueden aplicarse fácilmente a datos de IFN (Inventario Forestal Nacional) los MDE (Modelos de Distribución de Especies). Los MDE permiten calibrar la presencia-ausencia de las especies en las condiciones climáticas actuales y predecir y cuantificar cambios en el nicho potencial o la idoneidad del hábitat para una especie concreta en condiciones climáticas esperadas bajo escenarios de cambio climático (ver Cuadro 4.3). De esta manera permiten hacer una aproximación de los cambios esperados en la función de soporte ligados a la pérdida o ganancia potencial de hábitat.

Cuando se proyectan los MDE en condiciones de cambio climático, según el escenario más pesimista del IPCC (RCP8.5, ver Cuadro 4.2) para el año 2070, la distribución potencial de la mayoría de las principales especies forestales en la península ibérica sufre una notable disminución (Figuras 5.8

y 5.9), lo que está de acuerdo con modelos previos parametrizados para la península ibérica (Benito-Garzón et al. 2008). El detrimento en la idoneidad del hábitat para el año 2070 en estos escenarios pesimistas alcanza valores superiores al 70% en algunos bosques de frondosas, específicamente de *Quercus robur*, *Q. petraea* y *Q. pyrenaica*, o en pinares de montaña con *Pinus sylvestris*, y *P. uncinata*. La distribución actual de estas especies en zonas de montaña y relativamente húmedas hace que los cambios esperados en las temperaturas y las precipitaciones para los próximos años puedan tener un efecto particularmente negativo en la distribución potencial de estas especies. Otras especies más mediterráneas, como la encina (*Q. ilex*) o el pino carrasco (*P. halepensis*) que presentan una distribución muy amplia en la península ibérica, o especies exóticas extensamente cultivadas (como *P. radiata*), podrían ver afectada la idoneidad del hábitat de forma considerable con descensos en la superficie actual que oscilan entre el 50% y el 60%.

Algunas especies típicamente mediterráneas o sub-mediterráneas podrían sufrir una reducción en la idoneidad en parte de los hábitats actuales, pero incrementar la idoneidad en otras zonas nuevas tal y cómo se ha sugerido en Benito-Garzón et al. (2013). Este sería el caso del pino piñonero (*Pinus pinea*), del alcornoque (*Quercus suber*) y del quejigo (*Quercus faginea*). Sin embargo, las predicciones en los cambios de distribución de las especies forestales deben ser analizados con cautela debido a que, en general, no se ha considerado la adaptación local ni la plasticidad fenotípica. En este sentido, en los últimos años se han hecho importantes avances incluyendo la variabilidad genética de las especies en los MDE (Benito-Garzón et al. 2019). Además, aunque el balance neto en términos de idoneidad pueda ser positivo (p. ej. una mayor ganancia en la idoneidad del hábitat en comparación con la pérdida de hábitat actuales), la pérdida de hábitat actual para las especies podría llevar asociadas enormes pérdidas de biomasa y por lo tanto de servicios ecosistémicos, entre ellos el de la función de soporte y captura de carbono. Además, las zonas de ganancia en idoneidad de hábitat no se trasladan en ganancias directas de hábitat, ya que las especies tienen mecanismos de dispersión, establecimiento y supervivencia que hacen que los procesos de colonización no sean inmediatos (Franklin 2010). Es el caso del alcornoque (*Q. suber*) que podría presentar importantes pérdidas de la idoneidad de su distribución actual, en el sur y sureste de la península, aunque la idoneidad del hábitat podría ser muy alta en la zona noroccidental de la península (Correia et al. 2018). De hecho, muchas poblaciones de alcornoque están registrando en la actualidad un incremento de la mortalidad y ausencia de regeneración (Ibáñez et al. 2017). Esto se une con el creciente riesgo de sufrir cambios estructurales en las poblaciones en el corto plazo, motivados en parte por las bajas densidades de plántulas y la dominancia de individuos viejos en el rango sur de la distribución (Matías et al. 2018), que podrían favorecer la entrada de otras especies. No obstante, el éxito de la migración hacia zonas climáticamente más idóneas dependerá de si las especies pueden dispersar sus semillas hacia esas zonas climáticamente más favorables y si los procesos de reclutamiento y regeneración son satisfactorios.

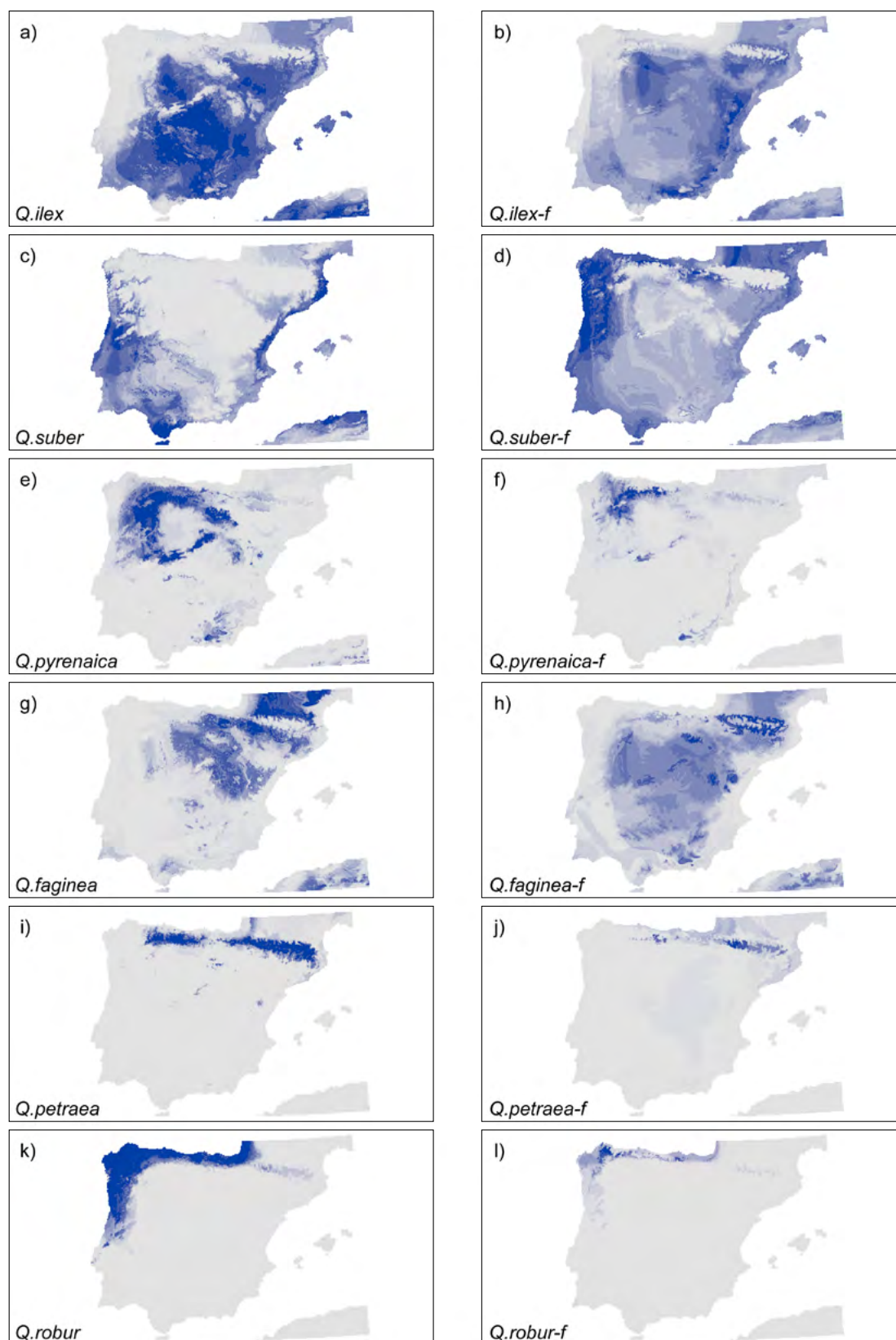


Figura 5.8. Distribución potencial actual (izquierda) y futura para el 2070 (derecha) según el escenario de emisiones rcp8.5 para las principales especies de quercíneas de los bosques españoles: (a, b) *Quercus ilex*; (c, d) *Q. Suber*; (e, f) *Q. pyrenaica*; (g, h) *Q. faginea*; (i, j) *Q. petraea*; y (k, l) *Q. robur*. El color azul indica la idoneidad de hábitat, con colores más azules indicando mayor idoneidad. Elaboración propia con los datos del tercer Inventario Forestal Nacional (Villanueva, 2004) y datos especificados en la Tabla 3.4.

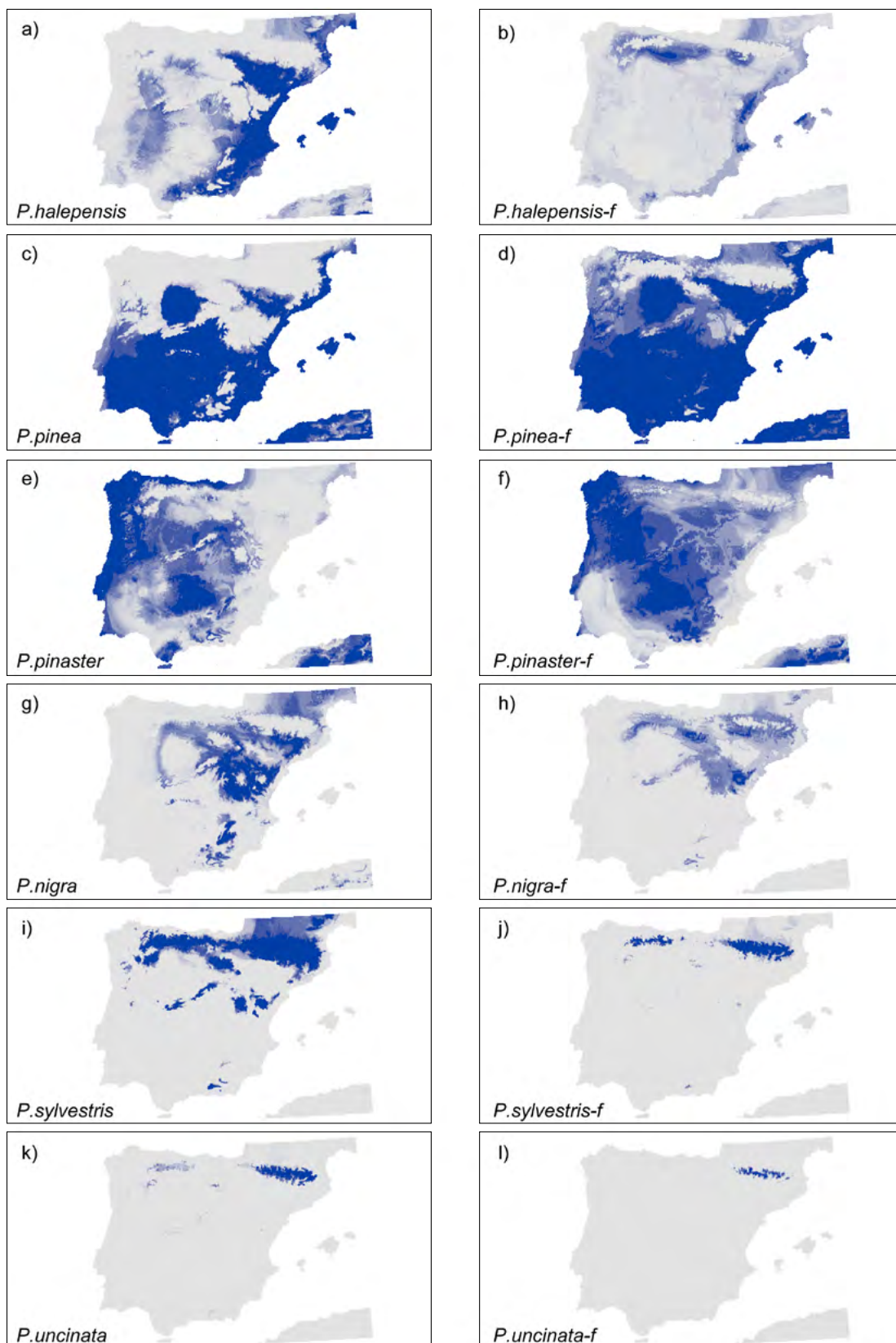


Figura 5.9. Distribución potencial actual (izquierda) y futura para el 2070 (derecha) según el escenario de emisiones RCP8.5 para las especies principales de pino de los bosques españoles: (a, b) *Pinus halepensis*; (c, d) *P. pinea*; (e, f) *P. pinaster*; (g, h) *P. nigra*; (i, j) *P. sylvestris*; y (k, l) *P. uncinata* . El color azul indica la idoneidad de hábitat, con colores más azules indicando mayor idoneidad. Elaboración propia con los datos del tercer Inventario Forestal Nacional (Villanueva, 2004) y datos especificados en la Tabla 3.4.

5.5. Caso 5. Valoración del capital natural: integración de un sistema multicriterio de apoyo a la toma de decisiones

La creciente necesidad de eliminar subjetividades en los métodos de toma de decisiones hace necesario el uso de cuantificaciones y métodos multicriterio. Por ejemplo, cuando la valoración económica de los bosques se hace exclusivamente en base al precio de su madera o cantidad de carbono conlleva a elegir posiblemente la mejor alternativa dentro de los valores reales del mercado, la cual puede no ser la mejor opción en términos de conservación o valor estético (p. ej. Ojea et al. 2012). Por otro lado, si la valoración de todos los servicios ecosistémicos que presta un bosque se realiza exclusivamente desde el punto de vista económico puede resultar subjetiva en algunos aspectos. Así, si un ecosistema forestal es valorado únicamente en base a lo que las personas estarían dispuestas a pagar por mantenerlo intacto, la valoración puede mostrar una elevada variabilidad.

La valoración multicriterio como base para la toma de decisiones es un método que proporciona información objetiva a las instituciones competentes considerando múltiples objetivos en conflicto y en un entorno incierto. La valoración multicriterio como base para la toma de decisiones puede ser útil para priorizar acciones económicas como, por ejemplo, los pagos por servicios ecosistémicos, a través de los cuales se pretende recompensar a los/as propietarios/as de un bosque por los servicios que éste provee y que inciden directamente en la protección del medio ambiente y del bienestar humano. Además, la valoración multicriterio también puede resultar beneficiosa no solo para las valoraciones económicas donde la unidad de valor sea el precio, si no también cuando se quieren promover ciertos tipos de bosque que desde el punto de vista social, ecológico o político presentan unos servicios interesantes, como pueden ser la fijación de carbono, la presencia de ciertos animales, la protección contra la erosión, etc.

En este caso de estudio concreto presentamos cómo la cuantificación del almacenamiento y producción de carbono puede ponderarse en función de factores de riesgo (p. ej. riesgo de cambio climático, erosión, incendios), conservación (p. ej. pertenencia a red de espacios naturales protegidos o elevada biodiversidad de otros componentes) y gestión (p. ej. presencia de gestión adaptativa). Este almacenamiento de carbono ponderado podría incluirse en una valoración económica usando el precio real del mercado para el *stock* de carbono. De esta forma, la ponderación del servicio de soporte vendría determinada por (ver González-Díaz et al. 2019 y Figura 5.10):

$$\text{Valor del servicio soporte (VSS)} = f(x) \times S(x) \times \alpha(x) \times \lambda(x)$$

Donde $f(x)$ es la función de soporte donde se estima la captura de carbono por el arbolado existente en base a factores influyentes ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); $S(x)$ es la función de extrapolación del área para el cual se realizar la valoración (ha); $\alpha(x)$ es la función de conversión económica (€ Mg C); y $\lambda(x)$ es la función de ponderación en base a factores relevantes.

El carbono almacenado o producido por los bosques a nivel de parcela puede realizarse con datos como los del IFN (ver caso 1 en apartado 5.1) o con predicciones de carbono a partir de diversas técnicas de modelización (ver apartado 4 y caso 3). La realización de cálculos directos con datos procedentes de parcelas del IFN permite una cuantificación precisa a través de datos no continuos en el tiempo a una resolución de 1 km^2 . Por otro lado, el uso de predicciones a través de modelos permite conocer los valores de carbono en otras localizaciones o momentos, a través del valor de las variables explicativas con las que se ha ajustado el modelo como son variables estructurales del

rodal o monte (p. ej. densidad y heterogeneidad), variables climáticas (p. ej. temperatura y precipitación), y variables de diversidad (p. ej. riqueza de especies). Estas estimaciones permiten ver tendencias de cambio en almacenamiento y captura de carbono (tanto su valor medio como el rango de error) siempre que se sitúen dentro de los umbrales de variables que se han usado para ajustar los modelos. Posteriormente, la información de nivel de parcela puede extrapolarse a la superficie de interés según lo mostrado en el caso de estudio 5.2.

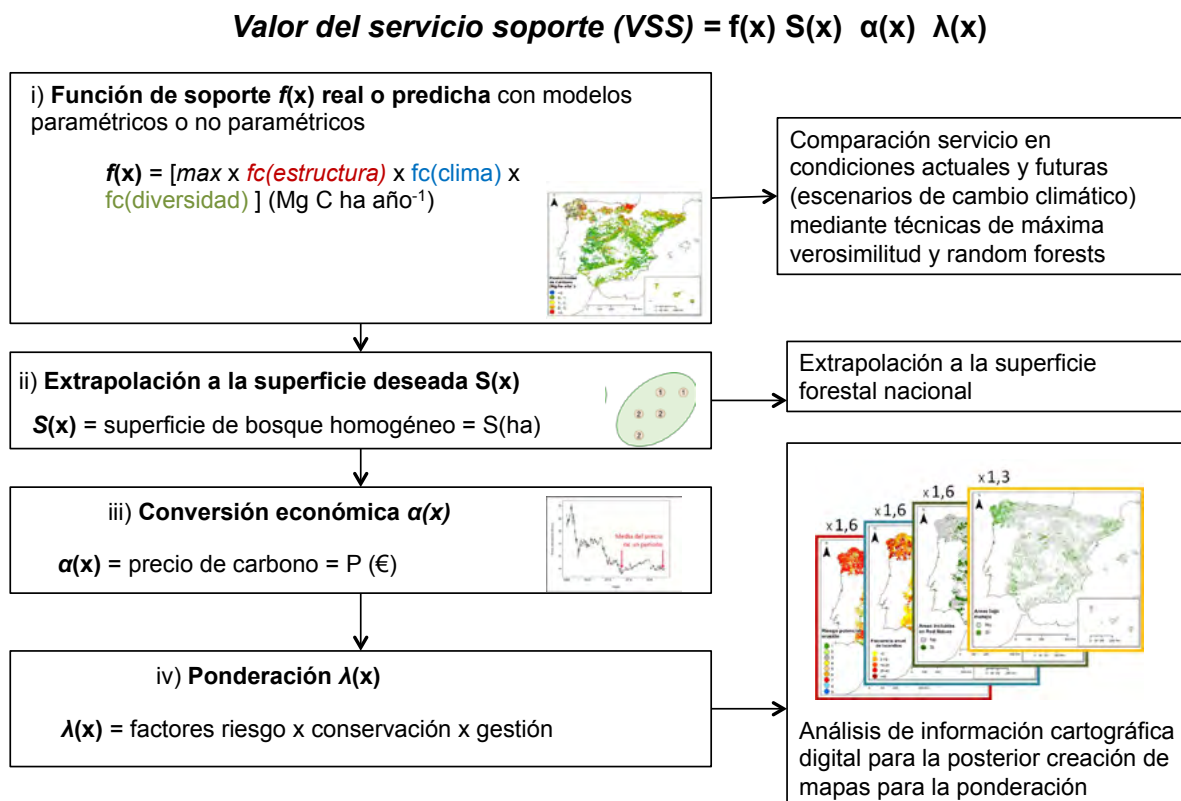


Figura 5.10. Diagrama de flujo de la valoración del servicio de soporte propuesto para cuantificar la captura y almacenamiento de carbono considerando (i) la cuantificación o predicción, (ii) la extrapolación a la superficie focal, (iii) la cuantificación económica y (iv) la ponderación.

La función de conversión económica permite incorporar el precio del carbono en el modelo matemático multifactorial. Para ello se puede utilizar el precio del carbono en el mercado procedente de bases de datos internacionales como, por ejemplo, la *Plataforma de intercambio de derechos de emisión SENDECO₂* (Sistema Europeo de Negociación de CO₂, <https://www.sendeco2.com/es/precios-co2>). El precio del carbono utilizado puede ser el más actualizado en el momento de realizar la valoración o la media del precio para un periodo determinado, aspecto a considerar ya que muestra una elevada variabilidad temporal.

La ponderación por factores va más allá de la captura y el almacenamiento de carbono y permite dar respuesta a acuerdos internacionales vinculantes en pro del desarrollo sostenible, como por el convenio de las Naciones Unidas sobre la diversidad Biológica (*United Nations Convention on Biological Diversity (CBD)*), la convención Marco de las Naciones Unidas sobre cambio climático (*United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC)*), y la convención de las Naciones

Unidas para la lucha contra la desertificación (*United Nations Convention to Combat Desertification* (UNCCD)). De esta manera, se puede promover una mejor gestión del riesgo, como la degradación de los suelos e incendios, y considerar implícitamente aspectos de conservación, que son aspectos clave en estos acuerdos.

La ponderación de factores permite asignar un reconocimiento económico a variables que o bien potencialmente pueden influir en el almacenamiento y la captura de carbono, o bien se quieren promover por decisiones ecológicas, socioeconómicas o políticas como, por ejemplo, una adecuada conservación de la biodiversidad o conservación de zonas forestales ante un determinado riesgo. Tal y como se presenta en González-Díaz et al. (2019) presentamos un marco para la valoración de la captura y el almacenamiento de carbono de forma que puede ponderarse por factores de riesgo, conservación y gestión (Figura 5.11).

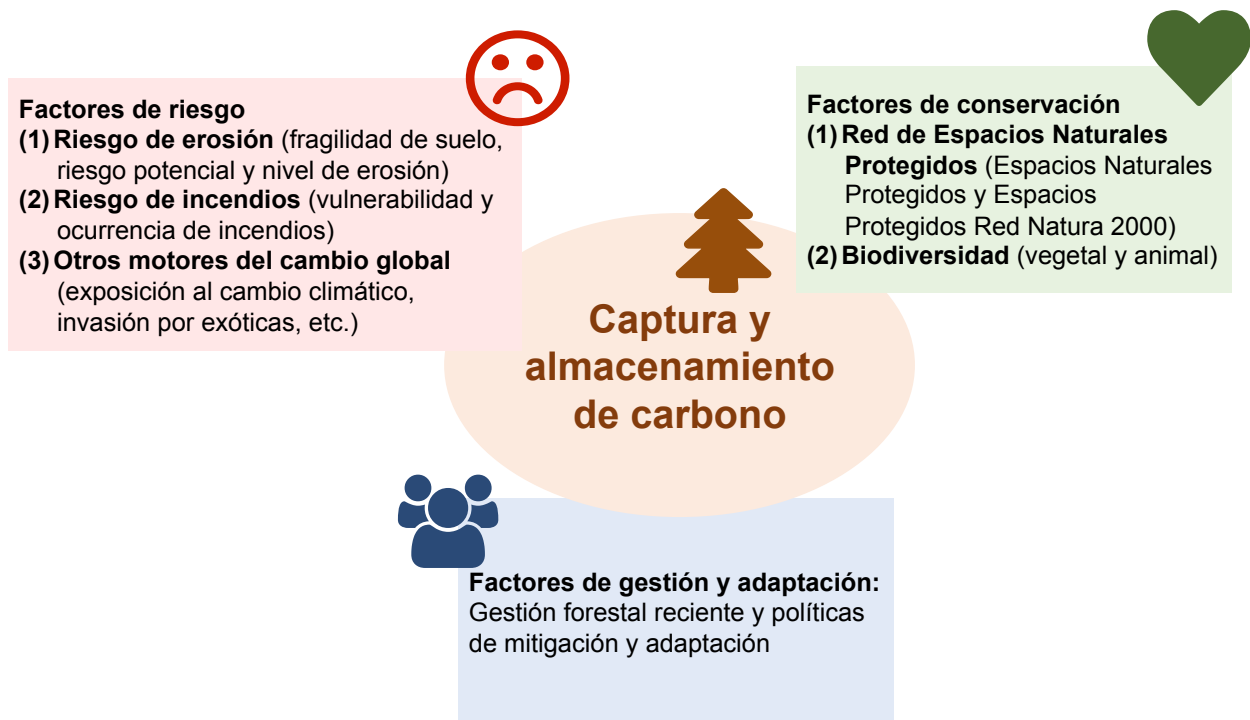


Figura 5.11. Factores de riesgo, factores de conservación y factores de gestión y adaptación que pueden considerarse para modular la ponderación del almacenamiento y captura de carbono.

Los factores de riesgo aumentan la probabilidad de producir un efecto negativo sobre el ecosistema o servicio a considerar, como es el riesgo de erosión, incendios, o cambio climático. También se pueden considerar otros riesgos como el riesgo por invasión de especies exóticas o el riesgo de ataque de patógenos. La erosión del suelo, que es uno de los principales indicadores de la degradación de los ecosistemas, influye directamente en el almacenamiento y la producción de carbono, por lo que se debe ponderar positivamente zonas donde la producción de carbono es más vulnerable debido a las condiciones del suelo. Se usaron tres variables indicadoras del riesgo de erosión global: la fragilidad del suelo, el riesgo potencial de erosión y el nivel de erosión del suelo. Cada una de ellas posee entre 7 y 12 niveles, donde el nivel más bajo corresponde siempre con valores inferiores de fragilidad, riesgo potencial o nivel actual. El riesgo de erosión se calculó como el sumatorio de los niveles de las tres variables anteriores y se categorizó en cinco niveles que van de nulo a muy grave (ver Apéndice S4).

El régimen de incendios puede modificar drásticamente el almacenamiento y la captura de carbono, por lo que su consideración puede ser determinante para evaluar el efecto sumidero de un territorio. En concreto, y siguiendo el contexto de un análisis de riesgo probabilístico (Van Oijen, 2013, 2019), el riesgo global de incendios en la valoración multicriterio puede calcularse en función de la frecuencia de incendios anual y la probabilidad de ocurrencia climática y social (ver Apéndice S4).

El riesgo ante el cambio climático puede calcularse como la suma de la vulnerabilidad climática entendida como el grado de susceptibilidad de un ecosistema ante los efectos adversos del cambio climático, incluyendo tanto variabilidad climática media como eventos climáticos extremos (sequías, olas de calor, etc.) y la exposición. Además, la vulnerabilidad de una parcela puede definirse como el sumatorio de la sensibilidad y la capacidad de adaptación del sistema (ver Apéndice 4, Tabla S4.1 a S4.1.4). La exposición se calcula como el cambio en el porcentaje del nicho potencial para un determinado período en el futuro y para una determinada especie, pudiéndose ampliar considerando variables respuesta a la sensibilidad de la especie (Tabla 5.4). La capacidad de adaptación puede ser calificada como el cambio en el porcentaje del nicho potencial considerando datos de plasticidad, adaptación local o información genética (ver Benito-Garzón et al. 2011, Valladares et al. 2014, Serra-Varela et al. 2015) (Tabla S4.1.3).

Tabla 5.4. Descripción de las variables de ponderación consideradas como variables potenciales para la ponderación de la valoración del servicio de captura de carbono en el arbolado existente en los ecosistemas forestales ibéricos. Se incluye la variable, unidades, fuente y la escala temporal.

Grupo	VARIABLES	Fuente	Escala temporal
Riesgo de erosión	Fragilidad de suelo (adimensional)	Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES, MAPAMA 2016)	Presente
	Riesgo potencial de erosión (adimensional)	Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES, MAPAMA 2016)	Presente
	Nivel de erosión (adimensional)	Mapa de Estados erosivos (MAPAMA, 2001)	Presente
Riesgo de incendios	Frecuencia de incendios (índices relacionados con régimen actual)	(Área de Defensa contra Incendios Forestales, 2014)	Total periodo IFNs
	Probabilidad de ocurrencia de incendios (climática y social)	MAPAMA, AEMET	Disponible a partir del IFN4
Vulnerabilidad al cambio climático	Exposición (% cambio área nicho potencial basado en presencia-ausencia)	Benito-Garzón et al. (2008)	Predicción
	Sensibilidad (% cambio nicho potencial basado en respuesta)	Benito-Garzón et al. (2013)	Predicción
	Capacidad de adaptación (% cambio nicho potencial)	Benito-Garzón et al. (2011)	Predicción

Tabla 5.4. (cont.) Descripción de las variables de ponderación consideradas como variables potenciales para la ponderación de la valoración del servicio de captura de carbono en el arbolado existente en los ecosistemas forestales ibéricos. Se incluye la variable, unidades, fuente y la escala temporal.

Grupo	Variables	Fuente	Escala temporal
Conservación (Protección)	Espacios Naturales Protegidos Red Natura 2000	Espacios Protegidos Red Natura 2000 (MITECO, 2019b)	Presente
	Espacios Naturales Protegidos	Espacios Naturales Protegidos (MITECO, 2019b).	Presente
	Índice agregado de biodiversidad (adimensional)	Ruiz-Benito et al. (2007)	Presente
Gestión	Gestión reciente o adaptiva	IFN3 (Villanueva, 2004) u otra información	Periodo de IFNs (1986-2010)

Los factores de conservación son mecanismos de protección (p. ej. pertenencia a Espacios Protegidos Red Natura 2000 y Espacios Naturales Protegidos y existencia de planes de gestión, ver Cuadro 5.2) y la biodiversidad (p. ej. tipos de hábitats, especies amenazadas, endémicas o emblemáticas). Consideramos positivamente en la valoración del almacenamiento y captura de carbono en los bosques la presencia de un bosque o parcela dentro de la red de Espacios Naturales Protegidos Red Natura 2000 y Espacios Naturales Protegidos declarados a nivel nacional, la existencia de planes de gestión (p.ej. plan de ordenación), así como una elevada representación de especies o componentes relevantes de diversidad. Así, el grado de conservación y diversidad de una parcela puede determinarse por (i) la pertenencia a la Red de Espacios Naturales Protegidos y Espacios Protegidos Natura 2000 (Base de datos CNTRYES), así como la existencia de un plan de gestión, y (ii) el índice Agregado de Biodiversidad (IAB) que considera la diversidad de hábitats, especies amenazadas de vertebrados y flora, así como especies endémicas y especies emblemáticas (ver Ruiz-Benito et al. 2007) que se puede calcular con información disponible en el Banco de Datos de la Naturaleza del MITECO (ver Inventario Español de Especies Terrestres en apartado 3.3).

CUADRO 5.2. Los Espacios Naturales Protegidos como herramientas para la conservación de la naturaleza

Los espacios protegidos son áreas especialmente dedicadas a la conservación por sus valores sobresalientes y que, por tanto, tienen un régimen jurídico especial de protección. Estas áreas son claves para la protección y conservación de la naturaleza y la biodiversidad, especialmente en sociedades en proceso de industrialización (Foley et al. 2005). Un espacio protegido es “un espacio geográfico claramente delimitado, dedicado a la conservación a largo plazo de la naturaleza y de sus servicios ecosistémicos y sus valores culturales asociados, y gestionado mediante medios legales u otros tipos de medios eficaces para conseguirlo” según la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza). A nivel mundial las 261070 áreas protegidas cubren el 9,6% del territorio (15% de la superficie terrestre, 7,56% de la marina) (ver <https://www.protectedplanet.net/en> consultado el 28/10/2020). El Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2010-2020 y las metas de Aichi para la diversidad biológica buscaba alcanzar que para el año 2020 al menos el 17% de zonas terrestres y aguas continentales y el 10% de las aguas marinas estuvieran protegidas, especialmente las áreas de particular importancia para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos.

La Ley 42/2007 del Patrimonio Natural y la Biodiversidad considera los Espacios Naturales Protegidos como aquellos territorios terrestres o acuáticos, que incluye tanto las aguas continentales y las aguas marítimas bajo jurisdicción nacional, que (1) contengan sistemas o elementos naturales representativos, singulares, frágiles, amenazados o de especial interés ecológico, científico, paisajístico, geológico o educativo; o (2) estén dedicados a la protección y mantenimiento de la diversidad biológica, de la geodiversidad, de los recursos naturales y culturales asociados. En la Ley 42/2007 se definen tres clases básicas de Espacios Naturales Protegidos en función del marco jurídico de origen: del nivel estatal los Espacios Naturales Protegidos (Figura 5.12a), del nivel europeo los Espacios Protegidos Red Natura 2000 (Figura 5.12b) y del nivel internacional las áreas protegidas por instrumentos internacionales. Independientemente del marco jurídico de origen, la administración competente debe declarar el Espacio Natural Protegido. La competencia es del ministerio correspondiente para zonas marinas bajo soberanía o jurisdicción nacional, y de las Comunidades Autónomas para la declaración, la planificación y la gestión de los espacios protegidos en su comunidad. Todos los Espacios Naturales Protegidos pueden consultarse tal y como establece la Ley 42/2007 en el *Inventario Español de Espacios Naturales Protegidos, Red Natura 2000 y Áreas Protegidas por Instrumentos Internacionales*.

A nivel estatal los ENP pueden pertenecer a cinco categorías básicas (Parques, Reservas Naturales, Áreas Marinas Protegidas, Monumentos Naturales, Paisajes Protegidos), aunque a nivel autonómico existen más de 40 categorías diferentes para designar los Espacios Naturales Protegidos en España. Según datos de Europarc-España (2018) existen un total de 15 Parques Nacionales de los que el 80% tiene Planes Rectores de Uso y Gestión con 87 personas como recursos humanos por parque de media y una inversión media de 54 € ha⁻¹. En el caso de Parques Naturales hay un total de 152 de los que un 61% cuenta con un Plan Rector de Uso y Gestión y con 12 personas como recursos humanos por parque y una inversión media de 26 € ha⁻¹. La Red de Espacios Protegidos Red Natura 2000 buscan la creación de una red ecológica de amplia extensión en Europa. En España un 27% de las zonas terrestres y un 13% de las zonas marinas pertenecen a un Espacio Protegido Red Natura 2000, de los que un 70% cuenta con un plan de gestión aprobado.

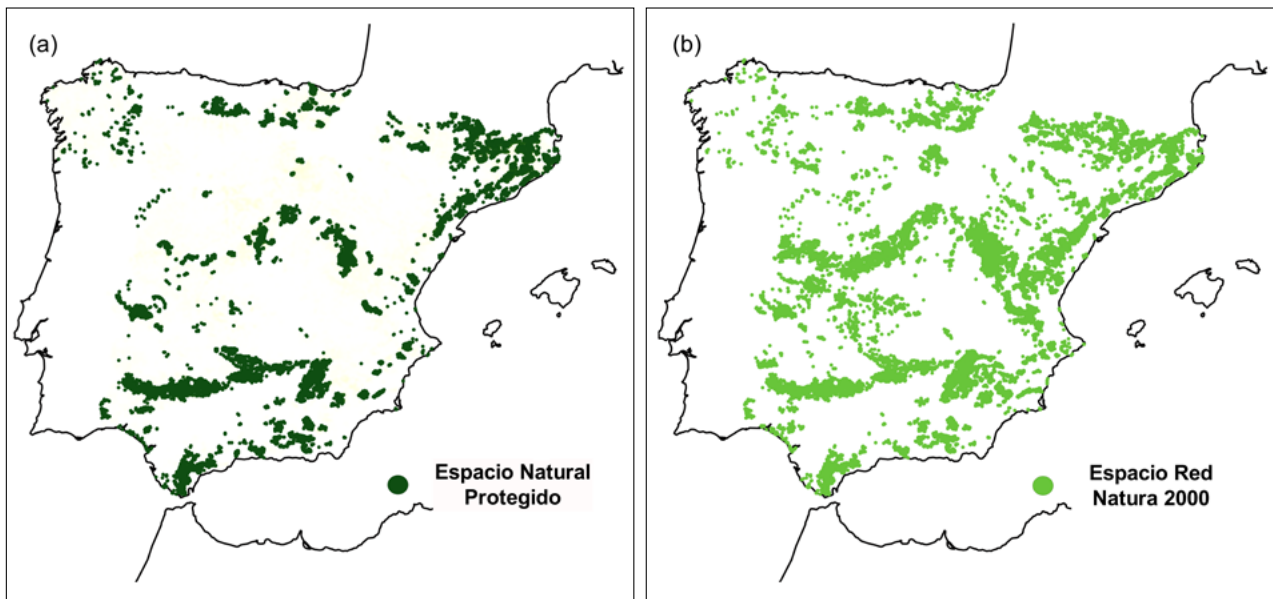


Figura 5.12. (a) Mapa de la España peninsular mostrando Espacios Naturales Protegidos; y (b) Espacios Protegidos Red Natura 2000. Elaboración propia a partir de datos especificados en Tabla 3.3.

La gestión forestal es clave para la adaptación de las masas y consiste en la planificación y ejecución de una serie de actuaciones que aseguren la persistencia de los sistemas forestales. Son diversos los instrumentos que regulan la gestión forestal en España, siendo los proyectos de ordenación los más generalizados, los cuales permiten a los gestores y propietarios planificar y programar de forma adecuada los trabajos para poder obtener una rentabilidad de los mismos a la vez que se asegura su regeneración y persistencia. Existen además entidades internacionales encargadas de certificar cuándo la gestión se realiza de forma sostenible (p. ej. FSC y PEFC). El tipo de gestión forestal aplicada en un determinado territorio puede influenciar de forma significativa el efecto sumidero de los bosques. El propio plan de ordenación contempla en las distintas unidades dasocráticas (secciones, cuarteles, tramos, etc.) el estado de la masa, pero no siempre esta información está cartografiada a escalas regionales con lo que debemos utilizar otras aproximaciones como el número de parcelas con planes de gestión u otras evidencias de gestión reciente. Para conocer las parcelas que han tenido una gestión reciente, se puede recurrir al uso de los inventarios forestales, ya que proveen información sobre la evidencia de cortas.

En función de los factores de riesgo, conservación y gestión que se quieran considerar además del almacenamiento y la producción de carbono *per se*, se puede modificar la ponderación presentada (Tabla 5.5). En el siguiente ejemplo ponderamos positivamente la existencia de un riesgo elevado, de manera que la valoración, en este caso económica, de la captura de carbono se vea ponderada positivamente. Con ello, se pretende generar un valor más elevado a aquellas masas que además de fijar carbono, presten un servicio importante en la protección de ciertos riesgos como la erosión o los incendios. Al hacer la ponderación es clave realizar un análisis de sensibilidad para ver si hay alguna variable particularmente influyente y cómo el cambio en los valores determina la valoración final.

Tabla 5.5. Ejemplo de valor de ponderación para cada una de las variables consideradas.

Grupo	VARIABLES	Niveles	Significado del nivel	Ponderación
Erosión	Riesgo de erosión (fragilidad del suelo, nivel de erosión y riesgo potencial)	1	Nula	1
		2	Leve	1.1
		3	Moderada	1.2
		4	Grave	1
		5	Muy grave	1.4
Incendios	Riesgo de incendios (pérdida esperada y probabilidad de ocurrencia)	1	Nula	1
		2	Leve	1.1
		3	Moderada	1.2
		4	Grave	1.3
		5	Muy grave	1.4
Cambio climático	Vulnerabilidad (sensibilidad, adaptación) y exposición al cambio climático	1	Nula	1
		2	Leve	1.1
		3	Moderada	1.2
		4	Moderada-Grave	1.2
		5	Grave	1.3
		6	Muy Grave	1.3
Conservación	Espacio Natural Protegido Red Natura 2000	0	No	1
		1	Espacio Protegido Red Natural 2000	1.2
	Espacio Natural Protegido	0	No protegido	1
		1	Espacio Natural Protegido	1.2
	Índice agregado de biodiversidad	1	Bajo	1
		2	Medio	1.1
		3	Alto	1.2
4		Muy alto	1.2	
Gestión	Gestión reciente o adaptativa	0	No gestionado	1
		1	Gestión	1.2

6. CONSIDERACIONES: LIMITACIONES Y PERSPECTIVAS FUTURAS

Los bosques españoles juegan un papel clave en el aprovisionamiento de servicios ecosistémicos y, por tanto, son elementos fundamentales para el bienestar humano en sus diferentes componentes, desde la salud hasta la seguridad alimentaria y la prevención de riesgos ambientales. El papel de los bosques españoles como Soluciones Naturales es clave no sólo por su efecto sumidero de carbono (mitigación del cambio climático) sino por la regulación de funciones tan importantes como el ciclo del agua (calidad y regulación), los ciclos biogeoquímicos y la conservación del suelo en una región con un alto riesgo de desertificación, además de la conservación de la biodiversidad.

La disponibilidad de información sistemática, periódica, de calidad y libre acceso como el Inventario Forestal Nacional (IFN) es clave para cuantificar y hacer un seguimiento de los servicios ambientales, los impactos del cambio climático y la eficacia de las medidas de adaptación implementadas. El uso combinado de otras fuentes de información de libre acceso disponibles en el Banco de Datos de la Biodiversidad (MITECO) permite además ponderar por otros factores claves como aspectos relacionados con el riesgo (erosión, incendios, cambio climático), la conservación (red de Espacios Naturales Protegidos y biodiversidad) y la gestión forestal.

El uso de información de los IFN actualizada presenta un elevado potencial para conocer el estado y evolución de los bosques, así como el riesgo ante el cambio global. En primer lugar, al ser una información de campo sistemática sobre todas las zonas forestales permite conocer de una manera representativa la cantidad de carbono almacenado y secuestrado en un país, lo que es clave ya que muchas políticas de compensación de emisiones se establecen a nivel nacional. En segundo lugar, al tratarse de información periódica se puede actualizar tanto la cuantificación de carbono almacenado como de los procesos que influyen en esta variación (p. ej. estructura de la masa, composición específica o mortalidad) y se puede valorar la variabilidad temporal de los efectos del clima, la estructura y la diversidad en la captura y producción de carbono (Astigarraga et al. 2020). En tercer lugar, la información detallada de los IFNs, junto a otra información disponible, permiten avanzar en

la evaluación de las contribuciones de la naturaleza como el aprovisionamiento de madera y agua (Roces-Díaz et al. 2020) o indicadores de multifuncionalidad (Cruz-Alonso et al. 2019b). Finalmente, la consolidación de una base de datos de esta relevancia es crítica para estudiar posibles impactos del cambio climático a diferentes escalas espaciales para hacer una evaluación de las medidas de adaptación y mitigación frente al cambio climático.

I. Limitaciones

Aunque los valores aportados por esta y otras aproximaciones fundamentadas en el IFN son de indudable utilidad, no debemos dejar de lado algunas limitaciones importantes que deben ser tenidas en cuenta en su aplicación:

i) Las estimaciones de almacenamiento y secuestro de carbono cuantificadas en este libro incluyen únicamente masas forestales con un 10% de cabida cubierta y de árboles adultos (i.e. aquellos con al menos 75 mm de d.a.p. y 130 cm de altura). Esto puede limitar seriamente las estimaciones presentadas en zonas con una densidad de arbolado baja o en montes bajos de una densidad apreciable pero dominados por chirpiales o dónde el matorral sea predominante. Por todo ello, en un futuro se podría completar esta información con otra información relevante como: (1) la introducción de sistemas arbolados con una fracción de cabida cubierta <10%, como puede ser el caso de algunas dehesas o pastos arbolados; y (2) el cálculo de carbono en otras fracciones medidas en el IFN como madera muerta, pies menores y matorral, que puede ser especialmente importante en ecosistemas mediterráneos. Para el almacenamiento de carbono en matorral se pueden aplicar ecuaciones alométricas en función del grupo funcional a partir de los datos de altura media y fracción de cabida cubierta (Montero et al. 2013). Otros autores sugieren que el almacenamiento de carbono en matorral varía entre 2,23 Mg C ha⁻¹ a 9,83 Mg C ha⁻¹ para *Cistus ladanifer* y *Pistacia lentiscus*, respectivamente (Navarro-Cerrillo & Oyonarte 2006), y que la producción de carbono en matorral es muy inferior a la de los bosques (Pizarro 2019).

ii) La cantidad de carbono en los suelos representa una proporción substancial de la cantidad de carbono de los ecosistemas terrestre, por lo que puede ser clave mejorar el conocimiento del servicio de captura de CO₂ de los suelos (Lal et al. 2015, Ontl & Schulte 2012). La importancia del carbono en el suelo radica no tanto en la variación temporal sino como elemento esencial estructural de productividad, al haber c. 80% del carbono almacenado por ecosistemas terrestres en el suelo y cuya pérdida puede suponer una disminución considerable de la resiliencia tras una perturbación (Lal et al. 2008).

iii) La estimación de carbono a nivel de bosque es clave y está bien representado para las especies más dominantes. Entre el IFN2-3 existe una buena representación de ecosistemas monoespecíficos de angiospermas y gimnospermas. Sin embargo, podría ser interesante completar los análisis aquí presentados con estudios específicos del carbono almacenado y las tendencias de especies y hábitat menos comunes a escala nacional, pero con un elevado impacto sobre los ecosistemas españoles. Por una parte, este podría ser el caso de especies exóticas, que a diferencia de las ampliamente usadas en plantaciones productivas (por ejemplo, como el eucalipto o el pino radiata), tienen un elevado grado de invasibilidad (p. ej., acacia o robinia, Hernández et al. 2014, Alberdi et al. 2017). Por otro lado, los ecosistemas de ribera (p. ej. alisedas, fresnedas, chopera) presentan un gran valor ecológico por su carácter regulador y conector de zonas forestales que actúan como corredores ecológicos, pero

pueden verse muy impactados por la presencia de especies exóticas. De hecho, una de las ventajas de la comparación entre el IFN3-4 es que se incluyeron más parcelas repetidas sobre este tipo de ecosistemas y que, por tanto, puede ayudar a conocer mejor los patrones de almacenamiento y producción de carbono (MMA 2014).

iv) Las perturbaciones (p. ej. incendios o tormentas) interaccionan con el secuestro de carbono a largo plazo (Adame et al. 2020, Frank et al. 2015) y el tipo de gestión forestal tiene un papel clave en el almacenamiento y la producción de carbono (Bravo et al. 2017, Moreno-Fernández et al. 2015). De manera global las políticas de supresión de incendios han reducido la frecuencia de los mismos, pero ha aumentado el número de grandes incendios forestales (Hernández et al. 2020). Ciertos estudios sugieren que la supresión de incendios provoca una emisión de carbono mayor que cuando se compara con otras figuras de gestión de incendios (North et al. 2009). De hecho, entre el 13 y el 40% de las emisiones de carbono provienen de los combustibles fósiles (Page et al. 2002). Por otra parte, el abandono de prácticas tradicionales en los sistemas forestales puede suponer un aumento en la cantidad de biomasa almacenada en estos sistemas, pero a su vez una mayor vulnerabilidad de los efectos del cambio climático que puede provocar respuestas no lineales y una reducción considerable en el almacenamiento de carbono (Jump et al. 2017).

v) Los modelos empíricos aquí presentados tienen un valor circunscrito a un rango temporal limitado ya que la propia variación del dióxido de carbono en la atmósfera modifica sustancialmente la respuesta de la vegetación. El uso de modelos de proceso es necesario para incluir esos factores, aunque su uso presenta otras limitaciones. La estimación del efecto bajo proyecciones de cambio climático debería incluir al menos cinco modelos generales de circulación y un rango de predicciones bajo diferentes escenarios (desde el RCP 2.6 hasta el 8.5, es decir, con diferentes trayectorias de emisiones de gases efecto invernadero ver Sanderson et al. 2015). El uso de un ensamblado de modelos y escenarios permite calcular la media de la respuesta o la idoneidad de hábitat, pero también el sesgo o la variabilidad tanto de los escenarios del cambio climático como de los modelos utilizados. Por tanto, el rango de incertidumbre de las predicciones proviene de la respuesta climática (diferencia entre el modelo y procesos no considerados) como en las emisiones (diferencia entre la media de las proyecciones de emisiones consideradas). No obstante, su uso para predecir el efecto sumidero y emisor de los cambios en el uso y cobertura del suelo, como ya se ha realizado a nivel europeo, es prometedor (Shulp et al. 2008).

2. Perspectivas futuras

La cuantificación, el seguimiento y la valoración de los servicios ecosistémicos para el ser humano son clave para los objetivos marcados por el Acuerdo de París y los objetivos de gestión forestal sostenible. Las políticas forestales de mitigación se centran en aumentar el secuestro de carbono en la masa forestal, lo que se consigue aumentando el número o el tamaño de los individuos en las masas forestales nuevas o preexistentes. Por un lado, se estima que los principales tipos de bosque españoles almacenan una media de $56,26 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Figura 5.1) y capturan anualmente entre $1,54$ y $0,86 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Figura 5.2), según los resultados obtenidos para las comparaciones IFN23 e IFN34 respectivamente. Los niveles tanto de almacenamiento como de captura son muy variables para los diferentes tipos de bosque y las especies consideradas. Para incrementar la biomasa leñosa será clave decidir qué especie/s va/n a utilizarse, lo cual vendrá influido por la estación y estructura inicial de la masa entre otros factores. Sin embargo, las políticas de conservación, protección y

gestión de masas forestales deben considerar factores más allá del carbono potencial almacenado por las especies, ya que la estructura de la masa, la edad, la complementariedad entre especies o la diversidad intra- e inter-específica son factores clave determinando el carbono almacenado y la dinámica a largo plazo de los sistemas forestales. Todos estos factores, como vimos en el apartado 5.3, pueden influenciar en mayor o menor medida la captura potencial de carbono.

Por otro lado, el territorio español cuenta con una superficie de bosque que cubre 18,5 mill. ha, lo que supone el 36,6% del territorio. Con esta superficie, España se sitúa en el tercer país de la UE con mayor superficie ocupada por bosques sólo después de Suecia y Finlandia (INE 2007). Además, tal y como se comentó en el apartado 1.2, España ha estado aumentando la superficie ocupada por los bosques en las últimas décadas, incrementando 751 mil ha desde el 2015 hasta el 2018 (MITERD 2020). Las oportunidades para la mitigación deben centrarse tanto en incrementar la superficie forestal como en gestionar las preexistentes, siendo clave una estrategia sinérgica de adaptación y mitigación (Bravo 2007). Esto, puede ser prioritario por ejemplo en masas monoespecíficas, muy densas y coetáneas que podrían experimentar episodios de mortalidad elevada, y crecimiento y regeneración reducido (Gómez-Aparicio et al. 2009, Ruiz-Benito et al. 2012). En concreto, en este libro (cuadro 1.) se describen algunas medidas que pueden favorecer la sinergia entre ambas estrategias.

La consecución de estos objetivos pasa por mantener a largo plazo los sistemas de seguimiento ya puestos en marcha como el IFN, consolidando de esta manera sistemas de seguimiento de los ecosistemas forestales. Los objetivos de mitigación y de adaptación sólo podrán lograrse con una cuantificación de los procesos implicados que resulte en sistemas de indicadores robustos. Para ello, además de las redes de observación ya comentadas será necesario la implantación de sistemas de seguimiento mixtos, que incorporan sensores remotos activos y pasivos para caracterizar los cambios estructurales y funcionales logrando una caracterización constante en el espacio y con mayor resolución temporal (es decir, de “arriba-abajo” o “*top-down*”). Esta información debe nutrirse igualmente de redes locales de gestores forestales y propietarios (es decir, de “abajo-arriba” o “*bottom-up*”) que pueden añadir información detallada y validar aspectos claves como los impactos. A escala regional esta aplicación sería un primer paso para la evaluación y seguimiento, así como para la cartografía de las contribuciones de la naturaleza a las personas, lo que es un tema central en la planificación forestal en la UE. Esta cuantificación debe ser la base de esquemas de pagos por servicios de regulación climática, así como de la gestión forestal, ya que permite diseñar itinerarios de gestión que definan objetivos basados en compromisos entre los diversos servicios ambientales que se pretenden potenciar.

REFERENCIAS

- Adame P, Cañellas I, Moreno-Fernandez D, Packalen T, Hernandez L, Alberdi I. 2020. Analyzing the joint effect of forest management and wildfires on living biomass and carbon stocks in Mediterranean forests. *Forests*, 11, 1219.
- AEMET. 2011. Atlas climático Ibérico. Temperatura del aire y precipitación (1971-2000). Agencia Estatal de Meteorología. España.
- Aitken SN, Yeaman S, Holliday JA, Wang T, Curtis-McLane S. 2008. Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications*, 1: 95-111.
- 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.
- Alberdi I, Bombín RV, González JGÁ, Ruiz SC, Ferreiro EG, García SG, Mateo LH, Jáuregui MM, Pita FM, De Oliveira Rodríguez N. 2017. The multi-objective Spanish National Forest Inventory. *Forest Systems* 26: 14.
- Alberdi I, Sandoval V, Condés S, Cañellas I, Vallejo R. 2016. El Inventario Forestal Nacional español, una herramienta para el conocimiento, la gestión y la conservación de los ecosistemas forestales arbolados. *Ecosistemas* 25: 88-97.
- Alberdi I, Cañellas I, Condés S. 2014. A long-scale biodiversity monitoring methodology for Spanish national forest inventory. Application to Álava region. *Forest System* 23: 93.
- Alberdi I, Hernández L, Barrera M, Ruiz SC, Sandoval V, Vallejo R, Cañellas I, 2012. La estimación de la biodiversidad forestal en el Inventario Forestal Nacional. Aplicación en el INF-4 en Galicia. *Foresta* 54: 20-31.
- Alberto FJ, Aitken SN, Alía R, González-Martínez SC, Hänninen H, Kremer A, Lefèvre F, Lenormand T, Yeaman S, Whetten R, Savolainen O. 2013. Potential for evolutionary responses to climate change – evidence from tree populations. *Global Change Biology* 19: 1645-1661.

- Alfaro RI, Fady B, Vendramin GG, Dawson IK, Fleming RA, Sáenz-Romero C, Lindig-Cisneros RA, Murdock T, Vinceti B, Navarro CM, Skråppa T, Baldinelli G, El-Kassaby YA, Loo J. 2014. The role of forest genetic resources in responding to biotic and abiotic factors in the context of anthropogenic climate change. *Forest Ecology and Management* 333: 76–87.
- Alía R, Alba N, Agúndez D, Iglesias S. 2005. Manual para la comercialización y producción de semillas y plantas forestales. Materiales de base y de reproducción. Serie Forestal. Organismo Autónomo de Parques Nacionales, Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim J-H, Running SW, 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: 660-684.
- Allué JL. 1990. Mapa de Subregiones Fitoclimáticas de España Peninsular y Balear, España. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mapa_subregiones_fitoclim_descargas.aspx [Consultado el 04/11/2020].
- Amblar P, Casado MJ, Pastor A, Ramos P, Rodríguez E. 2017. Guía de escenarios regionalizados de cambio climático sobre España a partir de resultados del IPCC-AR5. Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente, Agencia Estatal de Meteorología. Madrid, España.
- Améztegui A, Brotons L, Coll L. 2010. Land-use changes as major drivers of mountain pine (*Pinus uncinata* Ram.) expansion in the Pyrenees. *Global Ecology and Biogeography* 19: 632-641.
- Aranda I, 2015. Vulnerabilidad en la respuesta funcional de *Fagus sylvatica* L. ante un escenario de incremento en la intensificación y recurrencia de los periodos secos. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España.
- Área de Defensa contra Incendios Forestales. 2014. Frecuencia de Incendios ocurridos entre los años 2001 a 2014. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente Dirección General de Desarrollo Rural y Política Forestal. Área de Defensa contra Incendios Forestales, España. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/cartografia_informacion_disp.aspx [Consultado el 04/11/2020],
- Astigarraga J, Andivia E, Zavala MA, Gazol A, Cruz-Alonso V, Vicente-Serrano SM, Ruiz-Benito P. 2020. Evidence of non-stationary relationships between climate change and forest responses: increased sensitivity to climate change in Iberian forests. *Global Change Biology* 26: 5063-5076.
- Babst F, Poulter B, Trouet V, Tan K, Neuwirth B, Wilson R, Carrer M, Grabner M, Tegel W, Levanic T, Panayotov M, Urbinati C, Bouriaud O, Ciais P, Frank D, 2013. Site- and species-specific responses of forest growth to climate across the European continent. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 706-717.
- Baeten L, Verheyen K, Wirth C, Bruelheide H, Bussotti F, Finer L, Jaroszewicz B, Selvi F, Valladares F, Allan E, Ampoorter E, Auge H, Avacariei D, Barbaro L, Barnea I, Bastias CC, Bauhus JR, Beinhoff C, Benavides R, Benneter A, Berger S, Berthold F, Boberg J, Bonal D, Bruggemann W, Carnol M, Castagneyrol B, Charbonnier Y, Checko E, Coomes D, Coppi A, Dalmaris E, Danila G, Dawud SM, De Vries W, De Wandeler H, Deconchat M, Domisch T, Duduman G, Fischer M, Fotelli M, Gessler A, Gimeno TE, Granier A, Grossiord C, Guyot V, Hantsch L, Hattenschwiler

- S, Hector A, Hermy M, Holland V, Jactel H, Joly FO-X, Jucker T, Kolb S, Koricheva J, Lexer MJ, Liebergesell M, Milligan H, Muller S, Muys B, Nguyen D, Nichiforel L, Pollastrini M, Proulx R, Rabasa S, Radoglou K, Ratcliffe S, Raulund-Rasmussen K, Seiferling I, Stenlid J, Vesterdal L, Von Wilpert K, Zavala MA, Zielinski D, Scherer-Lorenzen M, 2013. A novel comparative research platform designed to determine the functional significance of tree species diversity in European forests. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 15: 281-291.
- Balzan MV, Sadula R, Scalvenzi L. 2020. Assessing Ecosystem Services Supplied by Agroecosystems in Mediterranean Europe: A Literature Review. *Land* 9: 245.
- Banco de Datos de la Naturaleza, 2000. Mapa de Productividad Potencial Forestal. Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/productividad_potencial_descargas.aspx [Consultado el 04/11/2020].
- Barbet-Massin M, Jiguel F, Albert CH, Thuiller W. 2012. Selecting pseudo-absences for species distribution Models: How, where and how many? *Methods in Ecology and Evolution* 3: 327-338.
- Basnou C, Vicente P, Espelta JM, Pino J. 2016. Of niche differentiation, dispersal ability and historical legacies: what drives woody community assembly in recent Mediterranean forests? *Oikos* 125: 107-116.
- Bastin J-F, Finegold Y, Garcia C, Mollicone D, Rezende M, Routh D, Zohner CM, Crowther TW. 2019. The global tree restoration potential. *Science* 365: 76-79.
- Beaumont LJ, Hughes L, Pitman AJ. 2008. Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology Letters* 11: 1135-1146.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR. 2006. *Ecology: individuals, populations and communities*. Blackwell Science. Oxford.
- Beguería S, Vicente-Serrano SM, Angulo-Martínez M. 2010. A multiscale global drought dataset. The SPEIbase: a new gridded product for the analysis of drought variability and impacts. *Bulletin of the American Meteorological Society* 91: 1351-1356.
- Beguería S, Vicente Serrano SM, Reig F, Latorre B. 2014. Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring. *International journal of climatology* 34: 3001-3023.
- Benito-Garzón M, Robson TM, Hampe A. 2019. Δ TraitSDMs: species distribution models that account for local adaptation and phenotypic plasticity. *New Phytologist* 222: 1757-1765.
- Benito-Garzón M, Ruiz-Benito P, Zavala MA. 2013. Inter-specific differences in tree growth and mortality responses to climate determine potential species distribution limits in Iberian forests. *Global Ecology and Biogeography* 22: 1141-1151.
- Benito-Garzón M, Alía R, Robson TM, Zavala MA. 2011. Intra-specific variability and plasticity influence potential tree species distributions under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 20: 766-778.
- Benito-Garzón M, de Dios RS, Ollero HS. 2008. Effects of climate change on the distribution of Iberian tree species. *Applied Vegetation Science* 11: 169-178.
- Bennett KD, Tzedakis PC, Willis KJ. 1991. Quaternary refugia of north European trees. *J Biogeogr* 18: 103-115

- Blondel J, Aronson J. 1998. *Biology and Wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, Inc. Nueva York, Estados Unidos.
- Boisvenue C, Running SW. 2006. Impacts of climate change on natural forest productivity – evidence since the middle of the 20th century. *Global Change Biology* 12: 862-882.
- Brasier CM. 1992. Oak tree mortality in Iberia. *Nature* 360: 539-539.
- Breiman L, Friedman JH, Olshen RA, Stone CJ. 1984. *Classification and regression trees*. Wadsworth & Brooks/Cole Advanced Books & Software, Monterey, CA.
- Bravo F. 2007. El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático. Fundación Gas Natural. España.
- Bravo F, Herrero C, Ordóñez C, Segur M, Gómez C, Manéndez M, Cámara A, 2007. Cuantificación de la fijación de CO₂ en la biomasa arbórea de los sistemas forestales. En: El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático. Fundación Gas Natural, España.
- Bremer L, Farley K, 2010. Does plantation forestry restore biodiversity or create green deserts? A synthesis of the effects of land-use transitions on plant species richness. *Biodiversity and Conservation*, 19: 3893-3915.
- Brockhoff EG, Jactel H, Parrotta JA, Quine CP, Sayer J, 2008. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? *Biodiversity and Conservation*, 17: 925-951.
- Bugmann H. 2001. A review of forest gap models. *Climatic Change* 51: 259-305.
- Burnham KP, Anderson DR. 2002. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer-Verlag. New York.
- Camarero JJ, Gazol A, Sangüesa-Barreda G, Oliva J, Vicente-Serrano SM. 2015. To die or not to die: early-warning signals of dieback in response to a severe drought. *Journal of Ecology* 103: 44-57
- Camarero JJ, Bigler C, Linares JC, Gil-Pelegrín E. 2011. Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests. *Forest Ecology and Management* 262: 759-769
- Camarero JJ, Lloret F, Corcuera L, Gil-Pelegrín E. 2008. Cambio global y decaimiento del bosque. In Valladares F, editor. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Segunda edición. Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo de Parques Nacionales. España.
- Capdevilla L, Iglesias A, Orieta JF, Zilleti B. 2006. *Especies exóticas invasoras: diagnóstico y bases para la prevención y el manejo*. Naturaleza y Parques Nacionales. Serie Técnica. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- 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: 371-384.
- 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: 1474-1478.
- Carrión JS, Leroy SAG. 2010. Iberian floras through time: Land of diversity and survival. *Review of Palaeobotany and Palynology* 162: 227-230.
- Caspersen JP, Vanderwel MC, Cole WG, Purves DW. 2011. How stand productivity results from size- and competition-dependent growth and mortality. *PLOS ONE* 6: e28660.

- Cavers S, Cottrell JE. 2014. The basis of resilience in forest tree species and its use in adaptive forest management in Britain. *Forestry* 88: 13-26
- Chazdon R, Brancalion P. 2019. Restoring forests as a means to many ends. *Science* 365: 24-25.
- Chazdon RL. 2008. Beyond deforestation: Restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, 320: 1458–1460.
- Chirici G, Winter S, Mroberts RE. 2011. National forest inventories: contributions to forest biodiversity assessments. Springer Science & Business Media.
- Ciais P, Schelhaas MJ, Zaehle S, Piao SL, Cescatti A, Liski J, Luysaert S, Le-Maire G, Schulze E-D, Bouriaud O, Freibauer A, Valentini R, Nabuurs GJ. 2008. Carbon accumulation in European forests. *Nature Geosciences* 1: 425-429.
- Cohen-Shacham E, Walters G, Janzen C, Maginnis S, editores. Nature-based solutions to address global societal challenges. IUCN International Union for Conservation of Nature. Gland, Suiza.
- Coomes DA, Holdaway RJ, Kobe RK, Lines ER, Allen RB. 2012. A general integrative framework for modelling woody biomass production and carbon sequestration rates in forests. *Journal of Ecology* 100: 42-64.
- Coomes DA, Allen RB. 2007. Effects of size, competition and altitude on tree growth. *Journal of Ecology* 95: 1084-1097.
- Cook-Patton SC, Leavitt SM, Gibbs D, Harris NL, Lister K, Anderson-Teixeira KJ, Briggs RD, Chazdon RL, Crowther TW, Ellis PW, Griscom HP, Herrmann V, Holl KD, Houghton RA, Larrosa C, Lomax G, Lucas R, Madsen P, Malhi Y, Paquette A, Parker JD, Paul K, Routh D, Roxburgh S, Satchi S, Van Den Hoogen J, Walker WS, Wheeler CE, Wood SA, Xu L, Griscom BW, 2020. Mapping carbon accumulation potential from global natural forest regrowth. *Nature*, 585: 545-550.
- Correia RA, Bugalho MN, Franco AMA, Palmeirim JM. 2018. Contribution of spatially explicit models to climate change adaptation and mitigation plans for a priority forest habitat. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 23: 371-386.
- Costa M, Morla C, Sáinz H. 1997. Los bosques ibéricos: una interpretación geobotánica.
- Cramer W, Bondeau A, Woodward FI, Prentice IC, Betts RA, Brovkin V, Cox PM, Fisher V, Foley JA, Friend AD, Kucharik C, Lomas MR, Ramankutty N, Sitch S, Smith B, White A, Young-Molling C. 2001. Global response of terrestrial ecosystem structure and function to CO₂ and climate change: results from six dynamic global vegetation models. *Global Change Biology* 7: 357-373.
- Cruz-Alonso V. 2019. Long-term dynamics of forest recovery in Mediterranean abandoned fields: outcomes, processes and drivers of contrasting restoration strategies. Universidad de Alcalá.
- Cruz-Alonso V, Ruiz-Benito P, Villar-Salvador P, Rey-Benayas JM. 2019. Long-term recovery of multifunctionality in Mediterranean forests depends on restoration strategy and forest type. *Journal of Applied Ecology* 56: 745-757.
- Danley B, Widmark C. 2016. Evaluating conceptual definitions of ecosystem services and their implications. *Ecological Economics* 126: 132-138.
- Dawson TP, Jackson ST, House JI, Prentice IC, Mace GM. 2011. Beyond predictions: biodiversity conservation in a changing climate. *Science* 332: 53-58.

- De Cáceres M, Martin-Stpaul N, Turco M, Cabon A, Granda V. 2018. Estimating daily meteorological data and downscaling climate models over landscapes. *Environmental Modelling & Software*. 108: 186-196.
- Del Río M, Pretzsch H, Ruíz-Peinado R, Ampoorter E, Annighöfer P, Barbeito I, Bielik K, Brazaitis G, Coll L, Drössler L, Fabrika M, Forrester DI, Heym M, Hurt V, Kurylyak V, Löf M, Lombardi F, Madrickiene E, Matović B, Mohren F, Motta R, Den Ouden J, Pach M, Ponette Q, Schütze G, Skrzyszewski J, Sramek V, Sterba H, Stojanović D, Svoboda M, Zlatanov TM, Bravo-Oviedo A, 2017. Species interactions increase the temporal stability of community productivity in *Pinus sylvestris*–*Fagus sylvatica* mixtures across Europe. *Journal of Ecology*, 105: 1032-1043.
- Díaz S, Settele J, Brondízio ES, Ngo HT, Agard J, Arneth A, Balvanera P, Brauman KA, Butchart SH, Chan KM. 2019. Pervasive human-driven decline of life on Earth points to the need for transformative change. *Science* 366.
- Díaz S, Pascual U, Stenseke M, Martín-López B, Watson RT, Molnár Z, Hill R, Chan KMA, Baste IA, Brauman KA, Polasky S, Church A, Lonsdale M, Larigauderie A, Leadley PW, Van Oudenhoven APE, Van Der Plaats F, Schröter M, Lavorel S, Aumeeruddy-Thomas Y, Bukvareva E, Davies K, Demissew S, Erpul G, Failler P, Guerra CA, Hewitt CL, Keune H, Lindley S, Shirayama Y, 2018. Assessing nature's contributions to people. *Science*, 359: 270-272.
- Díaz S, Kattge J, Cornelissen JHC, Wright IJ, Lavorel S, Dray S, Reu B, Kleyer M, Wirth C, Colin Prentice I, Garnier E, Bönisch G, Westoby M, Poorter H, Reich PB, Moles AT, Dickie J, Gillison AN, Zanne AE, Chave J, Joseph Wright S, Sheremet'ev SN, Jactel H, Baraloto C, Cerabolini B, Pierce S, Shipley B, Kirkup D, Casanoves F, Joswig JS, Günther A, Falczuk V, Rüger N, Mahecha M, Gorné LD, 2016. The global spectrum of plant form and function. *Nature*, 529: 167-171.
- Diez JM, D'Antonio CM, Dukes JS, Grosholz ED, Olden JD, Sorte CJ, Blumenthal DM, Bradley BA, Early R, Ibáñez I, Jones SJ, Lawler JJ, Miller LP. 2012. Will extreme climatic events facilitate biological invasions? *Frontiers in Ecology and the Environment* 10: 249-257.
- Duarte CM, Alonso S, Benito G, Dachs J, Montes C, Pardo Buendía M, Ríos AF, Simó R, Valladares F. 2006. Cambio global. Impacto de la actividad humana sobre el Sistema Tierra. Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España.
- Dukes JS, Mooney HA. 1999. Does global change increase the success of biological invaders? *Trends in Ecology & Evolution* 14: 135-139.
- Ennos RA. 2015. Resilience of forests to pathogens: an evolutionary ecology perspective. *Forestry* 88: 41-52.
- European Commission. 2015. Towards an EU research and Innovation policy agenda for nature-based solutions and re-naturing cities. European Commission. Bruselas, Bélgica.
- Evaluación de Ecosistemas del Milenio. 2005. Ecosystems and human well-being: Synthesis. Island Press.
- Fady B, Aravanopoulos FA, Alizoti P, Mátyás C, Von Wühlisch G, Westergren M, Belletti P, Cvjetkovic B, Ducci F, Huber G, Kelleher CT, Khaldi A, Kharrat MBD, Kraigher H, Kramer K, Mühlethaler U, Peric S, Perry A, Rousi M, Sbay H, Stojnic S, Tijardovic M, Tsvetkov I, Varela MC, Vendramin GG, Zlatanov T, 2016. Evolution-based approach needed for the conservation and silviculture of peripheral forest tree populations. *Forest Ecology and Management*, 375: 66-75.
- FAO, 2020. Global Forest Resources Assessment 2020: Main report. Roma, Italia.

- FAO. 1981. El eucalipto en la repoblación forestal. FAO: Estudios de silvicultura y productos forestales. Roma, Italia.
- FOREST EUROPE. 2015. State of Europe's Forests 2015. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe.
- Frank DA, Reichstein M, Bahn M, Thonicke K, Frank D, Mahecha MD, Smith P, Van Der Velde M, Vicca S, Babst F, Beer C, Buchmann N, Canadell JG, Ciais P, Cramer W, Ibrom A, Miglietta F, Poulter B, Rammig A, Seneviratne SI, Walz A, Wattenbach M, Zavala MA, Zscheischler J, 2015. Effects of climate extremes on the terrestrial carbon cycle: concepts, processes and potential future impacts. *Global Change Biology*, 21: 2861-2880.
- Franklin J. 2010. Moving beyond static species distribution models in support of conservation biogeography. *Diversity and Distributions* 16: 321-330.
- Franklin JF, Shugart HH, Harmon ME. 1987. Tree death as an ecological process. *BioScience* 37: 550-556.
- García M, Riaño D, Chuvieco E, Danson FM. 2010. Estimating biomass carbon stocks for a Mediterranean forest in central Spain using LiDAR height and intensity data. *Remote Sensing of Environment* 114: 816-830.
- Gazol A, Camarero JJ, Vicente-Serrano SM, Sánchez-Salguero R, Gutiérrez E, Luis M, Sangüesa-Barreda G, Novak K, Rozas V, Tíscar PA, Linares JC, Martín-Hernández N, Martínez Del Castillo E, Ribas M, García-González I, Silla F, Camisón A, Génova M, Olano JM, Longares LA, Hevia A, Tomás-Burguera M, Galván JD, 2018. Forest resilience to drought varies across biomes. *Global Change Biology* 24: 2143-2158.
- Gil L. 2008. Pinares y rodenciales. La diversidad que no se ve. *Foresta* 41: 45-57.
- Gillerot L, Forrester DI, Bottero A, Rigling A, Lévesque M, 2020. Tree neighbourhood diversity has negligible effects on drought resilience of european beech, silver fir and Norway spruce. *Ecosystems*: 1-17.
- Goffe WL, Ferrier GD, Rogers J, 1994. Global optimization of statistical functions with simulated annealing. *Journal of Econometrics* 60: 65-99.
- Gómez-Aparicio L, García-Valdés R, Ruiz-Benito P, Zavala MA. 2011. Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for management under global change. *Global Change Biology* 17: 2400-2414.
- Gómez-Aparicio L, Zavala MA, Bonet FJ, Zamora R. 2009. Are pine plantations valid tools for restoring Mediterranean forests? An assessment along abiotic and biotic gradients. *Ecological Applications* 19: 2124-2141.
- Gómez-Aparicio L, Zamora R, Gómez JM, Hódar JA, Castro J, Baraza E. 2004. Applying plant facilitation to forest restoration: a meta-analysis of the use of shrubs as nurse plants. *Ecological Applications* 14: 1128-1138.
- González-Díaz P, Gazol A, Valbuena-Carabaña M, Sangüesa-Barreda G, Moreno-Urbano A, Zavala MA, Camarero JJ. 2020. Remaking a stand: Links between genetic diversity and tree growth in expanding Mountain pine populations. *Forest Ecology and Management* 472: 118244
- González-Díaz P, Ruiz-Benito P, Gosálbez Ruiz J, Chamorro G, Zavala M. 2019. A multifactorial approach to value supporting ecosystem services in Spanish forests and its implications in a warming world. *Sustainability* 11: 358.

- Greenwood S, Ruiz-Benito P, Martínez-Vilalta J, Lloret F, Kitzberger T, Allen CA, Fensham R, Laughlin D, Kattge J, Boehnis G, Kraft N, Jump AS. 2017. Tree mortality across forest biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. *Ecology Letters* 20: 539-553.
- Griscom BW, Adams J, Ellis PW, Houghton RA, Lomax G, Miteva DA, Schlesinger WH, Shoch D, Siikamäki JV, Smith P, Woodbury P, Zganjar C, Blackman A, Campari J, Conant RT, Delgado C, Elias P, Gopalakrishna T, Hamsik MR, Herrero M, Kiesecker J, Landis E, Laestadius L, Leavitt SM, Minnemeyer S, Polasky S, Potapov P, Putz FE, Sanderman J, Silvius M, Wollenberg E, Fargione J. 2017. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: 11645-11650.
- Guisan A, Thuiller W. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8: 993-1009.
- Hartley IP, Armstrong AF, Murthyw R, Barron-Gafford G, Ineson P, Atkin OK. 2006. The dependence of respiration on photosynthetic substrate supply and temperature: integrating leaf, soil and ecosystem measurements. *Global Change Biology* 12: 1954-1968
- Hartmann H, Adams HD, Anderegg WRL, Jansen S, Zeppel MJB. 2015. Research frontiers in drought-induced tree mortality: crossing scales and disciplines. *New Phytologist* 205: 965-969.
- Hernández L, Barreira R, Grillo C, Asunción M, Colomina F, Domínguez E, Peiteado C, 2020. El planeta en llamas. Propuesta Ibérica de WWF para la prevención de incendios. WWF España y ANP|WWF. España.
- Hernández L, de Dios RS, 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: 481-492.
- Hernández L, Martínez-Fernández J, Cañellas I, Vázquez de la Cueva A. 2014a. Assessing spatio-temporal rates, patterns and determinants of biological invasions in forest ecosystems. The case of Acacia species in NW Spain. *Forest Ecology and Management* 329: 206–213
- Hernández L, Cañellas I, Barrera M, Sandoval V, Vallejo R, Alberdi I. 2014b. La biodiversidad forestal de Andalucía. Estimación a partir del análisis de datos del Inventario Forestal Nacional. Ministerio de Economía y Competitividad, Instituto Nacional de Investigación Agraria y Alimentaria. Madrid, España.
- Herrero A, Zavala MA, editores. 2015. Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España.
- Herrero A, Zamora R. 2014. Plant responses to extreme climatic events: a field test of resilience capacity at the Southern range edge. *PLoS ONE* 9: e87842.
- Herrero A, Castro J, Zamora R, Delgado-Huertas A, Querejeta JI. 2013. Growth and stable isotope signals associated with drought-related mortality in saplings of two coexisting pine species. *Oecologia* 173: 1613-1624.
- Hewitt GM. 2000. The genetic legacy of the Quaternary ice ages. *Nature* 405: 907-913.
- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. 2005. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International journal of climatology* 25: 1965-1978.

- Hódar JA, Zamora R, Peñuelas J. 2004. El efecto del cambio global en las interacciones planta-animal. En Valladares F, editor. *Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante*. Segunda edición. Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid, España.
- Hodar JA, Zamora R. 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation* 13: 493-500.
- Hodar JA, Castro J, Zamora R. 2003. Pine processionary caterpillar *Thaumetopoea pityocampa* as a new threat for relict Mediterranean Scots pine forests under climatic warming. *Biological Conservation* 110: 123-129.
- Holling CS. 1996. Engineering resilience versus ecological resilience. En Schulze PC, editor. *Engineering within ecological constraints*. National Academy Press. Washington D.C., Estados Unidos
- Hastie TJ, Tibshirani R. 1990. *Generalized additive models*. Chapman & Hall/CRC, Boca Raton, FL.
- Ibáñez B, Gómez-Aparicio L, Ávila JM, Pérez-Ramos IM, Marañón T. 2017. Effects of *Quercus suber* decline on woody plant regeneration: Potential implications for successional dynamics in Mediterranean forests. *Ecosystems* 20: 630-644.
- IEPNB. 2018. Regiones Biogeográficas Terrestres y Marinas. Inventario Español del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Área de Banco de Datos de la Naturaleza. Subdirección General de Biodiversidad y Medio Natural. Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental, Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/Regiones_Biogeograficas_descargas.aspx [Consultado 04/11/2020].
- INE. 2017. España en Cifras 2017. Instituto Nacional de Estadística.
- IPBES. 2019. Global assessment report on biodiversity and ecosystem services. Bonn, Alemania.
- IPCC. 2019. Annex I: Glossary [van Diemen, R. (ed.)]. *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*. In press.
- IPCC. 2018. Annex I: Glossary [Matthews JBR (ed.)]. *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change, sustainable development, and efforts to eradicate poverty*.
- IPCC. 2014. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido, y Nueva York, Estados Unidos.
- IPCC. 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido, y Nueva York, Estados Unidos.
- Jactel H, Gritti ES, Drössler L, Forrester DI, Mason WL, Morin X, Pretzsch H, Castagneyrol B. 2018. Positive biodiversity–productivity relationships in forests: Climate matters. *Biology Letters* 14: 12-15.

- Jimenez L, Martinez F, Costa M, 2006. Estudio comparado de la diversidad florística en masas de origen natural y repoblado de *Pinus sylvestris* L. en la Sierra de Guadarrama (Sistema Central). *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 15: 111-123.
- Jump AS, Ruiz-Benito P, Greenwood S, Allen CD, 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: 3742-3757.
- Jump AS, Hunt JM, Peñuelas J. 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range-edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12: 2163-2174.
- Jump AS, Peñuelas J, 2005. Running to stand still: adaptation and the response of plants to rapid climate change. *Ecology Letters* 8: 1010-1020.
- Karger DN, Conrad O, Böhner J, Kawohl T, Kreft H, Soria-Auza RW, Zimmermann NE, Linder HP, Kessler M. 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data* 4: 170122.
- Karjalainen T, Pussinen A, Liski J, Nabuurs G-J, Eggers T, Lapveteläinen T, Kaipainen T. 2003. Scenario analysis of the impacts of forest management and climate change on the European forest sector carbon budget. *Forest Policy and Economics* 5: 141-155.
- Keeley JE, Bond WJ, Bradstock RA, Pausas JG, Rundel PW. 2011. *Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- Keeley JE, Zedler PH. 1998. Evolution of life histories in *Pinus*. *Ecology and Biogeography of Pinus*: 219-250.
- Keith H, Mackey BG, Lindenmayer DB. 2009. Re-evaluation of forest biomass carbon stocks and lessons from the world's most carbon-dense forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 11635-11640.
- Kohyama T. 1994. Size-structure-based models of forest dynamics to interpret population- and community-level mechanisms. *Journal of Plant Research* 107: 107-116.
- Kunstler G, Falster D, Coomes DA, Hui F, Kooyman RM, Laughlin DC, Poorter L, Vanderwel M, Vieilledent G, Wright SJ, Aiba M, Baraloto C, Caspersen J, Cornelissen JHC, Gourlet-Fleury S, Hanewinkel M, Herault B, Kattge J, Kurokawa H, Onoda Y, Peñuelas J, Poorter H, Uriarte M, Richardson S, Ruiz-Benito P, Sun IF, Ståhl G, Swenson NG, Thompson J, Westerlund B, Wirth C, Zavala MA, Zeng H, Zimmerman JK, Zimmermann NE, Westoby M, 2016. Plant functional traits have globally consistent effects on competition. *Nature*, 529: 204-207.
- Foley JA, Defries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik CJ, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK, 2005. Global consequences of land use. *Science*, 309: 570-574.
- Lal R, Negassa W, Lorenz K. 2015. Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 15: 79-86.
- Lal R, 2008. Sequestration of atmospheric CO₂ in global carbon pools. *Energy & Environmental Science*, 1: 86-100.
- Lecina-Diaz J, Martínez-Vilalta J, Alvarez A, Banqué M, Birkmann J, Feldmeyer D, Vayreda J, Retana J. 2020. Characterizing forest vulnerability and risk to climate-change hazards. *Frontiers in Ecology and the Environment*.

- Leinonen I, Kramer K. 2002. Applications of phenological models to predict the future carbon sequestration potential of boreal forests. *Climatic Change* 55: 99-113.
- Lekuona Zuazo I, Lamelas Gracia M, Montealegre Gracia A. 2017. Cartografía de la biomasa aérea total en masas de *Pinus radiata* D. Don a partir de datos públicos LIDAR-PNOA e inventario forestal nacional. *Geofocus*: 105144.
- Lenton TM, Rockström J, Gaffney O, Rahmstorf S, Richardson K, Steffen W, Schellnhuber HJ. 2019. Climate tipping points—too risky to bet against. *Nature* 575: 592-595.
- Lenton TM, Held H, Kriegler E, Hall JW, Lucht W, Rahmstorf S, Schellnhuber HJ. 2008. Tipping elements in the Earth's climate system. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105: 1786-1793.
- Lewis SL, Lloyd J, Sitch S, Mitchard ETA, Laurance WF, 2009. Changing ecology of tropical forests: evidence and drivers. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 40: 529-549.
- Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA. 2009. Interacting effects of changes in climate and forest cover on mortality and growth of the southernmost European fir forests. *Global Ecology and Biogeography* 18: 485-497.
- Linares JC, Camarero JJ, Carreira JA. 2010. Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Journal of Ecology* 98: 592-603.
- Lines ER, Zavala MA, Ruiz-Benito P, Coomes DA. 2019. Capturing juvenile tree dynamics from count data using Approximate Bayesian Computation. *Ecography* 43: 406-418.
- Long JN, Shaw JD. 2010. The influence of compositional and structural diversity on forest productivity. *Forestry* 83: 121-128.
- López-Sánchez C, Álvarez-González J, Ribot de Porta E, Diéguez-Aranda U, Castedo-Dorado F, & Rodríguez-Soallero R. 2009. Tablas de producción de plantaciones de abeto Douglas en España. *Actas del 5º Congreso Forestal Español*. Ávila, España.
- Lortie CJ, Brooker RW, Choler P, Kikvidze Z, Pugnaire FI, Callaway RM, Pugnaire I, Lortie J. 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos* 107: 433-438.
- Lugato E, Smith P, Borrelli P, Panagos P, Ballabio C, Orgiazzi A, Fernandez-Ugalde O, Montanarella L, Jones A. 2018. Soil erosion is unlikely to drive a future carbon sink in Europe. *Science Advances* 4: eaau3523.
- Macias F, Rodríguez Lado L. 2003. Primera aproximación al cálculo de los sumideros de C en sistemas forestales y suelos de Galicia de acuerdo con el protocolo de Kyoto. Informe interno Consellería de Medio Ambiente. Xunta de Galicia, Santiago de Compostela
- Madrigal A. 1998. Problemática de la ordenación de masas artificiales en España. *Cuadernos de La Sociedad Española de Ciencias Forestales* 6: 13-20.
- Madrigal-González J, Ballesteros-Cánovas JA, Herrero A, Ruiz-Benito P, Stoffel M, Lucas-Borja ME, Andivia E, Sancho-García C, Zavala MA. 2017. Forest productivity in southwestern Europe is controlled by coupled North Atlantic and Atlantic Multidecadal Oscillations. *Nature Communications* 8: 2222.
- Maestre FT, Cortina J. 2004. Are *Pinus halepensis* plantations useful as a restoration tool in semiarid Mediterranean areas? *Forest Ecology and Management* 198: 303-317.

- MAGRAMA 2016. Impactos del cambio climático en los procesos de desertificación en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España.
- Mäkelä A, Landsberg J, Ek AR, Burk TE, Ter-Mikaelian M, Ågren GI, Oliver CD, Puttonen P. 2000. Process-based models for forest ecosystem management: current state of the art and challenges for practical implementation. *Tree Physiology* 20: 289-298.
- MAPA. 2018. Mapa Forestal de España. Máxima actualidad. Dirección General de Desarrollo Rural, Innovación y Política Forestal, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: <https://www.mapa.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/desarrollo-rural/mfe.aspx> [Consultado el 04/11/2020]
- MAPAMA. 2016. Inventario Nacional de Erosión de Suelos (INES). Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en: <https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/politica-forestal/inventario-cartografia/inventario-nacional-erosion-suelos> [Consultado el 07/11/2020].
- MAPAMA. 2001. Mapa de Estados Erosivos. Dirección General de Medio Natural y Política Forestal, Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/Mapas_estados_erosivos_descargas.aspx [Consultado el 04/11/2020].
- Martín Albertos S, Díaz-Fernández PM, de Miguel y del Ángel J. 1998. Regiones de procedencia de especies forestales españolas. Descripción y principales características. Géneros *Abies*, *Fagus*, *Pinus* y *Quercus*. Organismo Autónomo de Parques Nacionales.
- Martínez-Fernández J, Ruiz-Benito P, Bonet A. 2018. La última actualización de CORINE Land Cover (CLC2012) en España: repercusiones para los estudios de cambios en la cobertura y uso del suelo. *Estudios Geográficos* 284: 267-281.
- Martínez-Fernández J, Ruiz-Benito P, Zavala MA. 2015. Recent land cover changes in Spain across biogeographical regions and protection levels: Implications for conservation
- Marínez-Fernández J, Chuvieco E, 2003. Tipologías de incidencia y causalidad de incendios forestales basadas en análisis multivariante. *Ecología*: 47-63.
- Martínez-Vilalta J, López BC, Loepfe L, Lloret F. 2012. Stand- and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. *Oecologia* 168: 877-888.
- Martínez-Vilalta J, Piñol J. 2002. Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 161: 247-256.
- Martín Forés I, Magro S, Bravo Oviedo A, Alfaro Sánchez R, Espelta JM, Frei T, Valdés Correcher E, Rodríguez Fernández Blanco C, Winkel G, Gerzabek G, González Martínez SC, Hampe A, Valladares F. 2020. Spontaneous forest regrowth in South West Europe: Consequences for nature's contributions to people. *People and Nature* September: pan3.10161.
- Matías L, Abdelaziz M, Godoy O, Gómez-Aparicio L. 2019. Disentangling the climatic and biotic factors driving changes in the dynamics of *Quercus suber* populations across the species' latitudinal range. *Diversity and Distributions* 25: 524-535.
- Matías L, Jump AS. 2012 Interactions between growth, demography and biotic interactions in determining species range limits in a warming world: The case of *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management* 282: 10-22

- Matías L, Zamora R, Castro J. 2012. Sporadic rainy events are more critical than increasing of drought intensity for woody species recruitment in a Mediterranean community. *Oecologia* 169: 833-844.
- Matías L, Gómez-Aparicio L, Zamora R, Castro J. 2011. Effects of resource availability on plant recruitment at the community level in a Mediterranean mountain ecosystem. *Perspectives in plant ecology, evolution and systematics* 13 (4), 277-285
- Mauri A, Strona G, San-Miguel-Ayán J, 2017. EU-Forest, a high-resolution tree occurrence dataset for Europe. *Scientific Data*, 4: 160123.
- McCullagh P, Nelder JA. 1989. *Generalized linear models*. Chapman and Hall, London.
- McDowell N, Pockman WT, Allen CD, Breshears DD, Cobb N, Kolb T, Plaut J, Sperry J, West A, Williams DG, Yepez EA. 2008. Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178: 719-739
- McDowell NG, Beerling DJ, Breshears DD, Fisher RA, Raffa KF, Stitt M. 2011. The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. *Trends in ecology & evolution* 26: 523-532.
- Mead D. 2013. *Sustainable management of Pinus radiata plantations*. FAO Forestry Paper No. 170. Roma, Italia.
- Medina-Villar S, Castro-Díez P, Alonso A, Cabra-Rivas I, Parker IM, Pérez-Corona E. 2015. Do the invasive trees, *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia*, alter litterfall dynamics and soil properties of riparian ecosystems in Central Spain? *Plant and Soil* 396: 311-324.
- Mendoza I, Gómez-Aparicio L, Zamora R, Matías L. 2009. Recruitment limitation of forest communities in a degraded Mediterranean landscape. *Journal of Vegetation Science* 20: 367–376.
- MITECO. 2020a. *Catálogo Español de Especies Exóticas Invasoras*. Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/Especies_exoticas_invasoras_descargas.aspx [Consultado el 4/11/2020].
- MITECO. 2020b. *Informe anual 2018 sobre el estado del Patrimonio Natural y la Biodiversidad en España*. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid, España.
- MITECO. 2019a. *Guía para la estimación de absorciones de carbono. Versión 4*. Ministerio para la Transición Ecológica Oficina Española de Cambio Climático.
- MITECO. 2019b. *Espacios Naturales Protegidos*. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Disponible en: [Consultado el 04/11/2020].
- MITECO. 2019c. *Red Natura 2000*. Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental, Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/rednatura2000_descargas.aspx [Consultado el 04/11/2020].
- MITECO. 2019d. *Reservas de la Biosfera*. Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental, Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/mab_descargas.aspx [Consultado el 04/11/2020].

- MITECO. 2017a. Inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid, España.
- MITECO. 2017b. Humedales de importancia internacional españoles inscritos en la lista del Convenio RAMSAR. Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/ramsar_descargas.aspx [Consultado 04/11/2020].
- MITECO. 2013. Malla 10x10 km e Inventario Español de Especies Terrestres. Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental, Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/ENP_Descargas.aspx [Consultado el 04/11/2020].
- MITECO. 2005. Atlas y Manual de Interpretación de los Hábitat Españoles. Dirección General de Biodiversidad y Calidad Ambiental, Ministerio para la Transición Ecológica. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/atlas_manual_habitats_espanioles.aspx [Consultado el 04/11/2020].
- MITERD. 2020. Anuario de estadística forestal 2018. Ministerio para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. España.
- MMA. 2014. Instrucciones para el apeo de las parcelas de campo del IFN4. Ministerio de Medio Ambiente.
- MMA. 2008. Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático (PNACC): Marco para la coordinación entre administraciones públicas para las actividades de evaluación de impactos, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático. Ministerio de Medio Ambiente, Oficina Española del Cambio Climático. Madrid, España.
- MMA. 2005. Anuario de estadística forestal 2005. Ministerio de Medio Ambiente. Disponible en: https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/estadisticas/8_tcm30-132831.pdf.
- MMA. 2004. Atlas de los Paisajes de España. Ministerio de Medio Ambiente. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/Paisajes_descargas.aspx [Consultado el 04/11/2020]
- MMA. 2002. Plan Forestal Español. Ministerio de Medio Ambiente. España.
- MMA. 1999. Estrategia Forestal Española. Ministerio de Medio Ambiente. España.
- Montero G, Pasalodos-Tato M, Montoto R, López-Senespleda E, Onrubia R, Bravo-Oviedo A, Ruiz-Peinado R. 2013. Contenido de carbono en la biomasa de las principales especies de matorral y arbustados de España. Actas del 6º Congreso Forestal Español, Pontevedra.
- Montero G, Ruiz-Peinado R, Muñoz M. 2005. Producción de biomasa y fijación de CO₂ por los bosques españoles. Madrid, España.
- Montero G. 1997. Breve descripción del proceso repoblador en España (1940-1995). *Legno Celulosa Carta* 4: 35-42.
- Montoya D, Zavala MA, Rodriguez MA, Purves DW. 2008. Animal versus wind dispersal and the robustness of tree species to deforestation. *Science* 320: 1502-1504.
- Morales P, Sykes MT, Prentice IC, Smith P, Smith B, Bugmann H, Zierl B, Friedlingstein P, Viogy N, Sabaté S, Sánchez A, Pla E, Gracia CA, Sitch S, Arneth A, Ogee J. 2005. Comparing and evaluating

- process-based ecosystem model predictions of carbon and water fluxes in major European forest biomes. *Global Change Biology* 11: 2211-2233.
- Moreno A, Neumann M, Hasenauer H. 2017. Forest structures across Europe. *Geoscience Data Journal* 4: 17-28.
- Moreno A, Hasenauer H. 2016. Spatial downscaling of European climate data. *International Journal of Climatology* 36: 1444-1458.
- Moreno-Fernández D, Aldea J, Gea-Izquierdo G, Cañellas I, Martín-Benito D. 2020a. Influence of climate and thinning on *Quercus pyrenaica* Willd. coppices growth dynamics. *European Journal of Forest Research*: 1-11.
- Moreno-Fernández D, Hernández L, Cañellas I, Adame P, Alberdi I. 2020b. Analyzing the dynamics of the deadwood carbon pool in Spain through the European Level I Monitoring Programme. *Forest Ecology and Management* 463: 118020.
- Moreno-Fernández D, Álvarez-González JG, Rodríguez-Soalleiro R, Pasalodos-Tato M, Cañellas I, Montes F, Díaz-Varela E, Sánchez-González M, Crecente-Campo F, Álvarez-Álvarez P, Barrio-Anta M, Pérez-Cruzado C. 2018. National-scale assessment of forest site productivity in Spain. *Forest Ecology and Management*, 417: 197-207.
- Moreno-Fernández D, Hernández L, Sánchez-González M, Cañellas I, Montes F. 2016. Space-time modeling of changes in the abundance and distribution of tree species. *Forest Ecology and Management* 372: 206-216.
- Moreno-Fernández D, Díaz-Pinés E, Barbeito I, Sánchez-González M, Montesa F, Rubio A, Cañellas I. 2015. Temporal carbon dynamics over the rotation period of two alternative management systems in Mediterranean mountain Scots pine forests. *Forest Ecology and Management* 348: 186-195
- Mouquet N, Lagadeuc Y, Devictor V, Doyen L, Duputié A, Eveillard D, Faure D, Garnier E, Gimenez O, Huneman P, Jabot F, Jarne P, Joly D, Julliard R, Kéfi S, Kergoat GJ, Lavorel S, Le Gall L, Meslin L, Morand S, Morin X, Morlon H, Pinay G, Pradel R, Schurr FM, Thuiller W, Loreau M, 2015. Predictive ecology in a changing world. *Journal of Applied Ecology*, 52: 1293-1310.
- Murphy L, 2012. Likelihood: methods for maximum likelihood estimation. R package version 1.6.
- Moss R, Babiker W, Brinkman S, Calvo E, Carter T, Edmonds J, Elgizouli I, Emori S, Erda L, Hibbard K. 2008. Towards new scenarios for the analysis of emissions: Climate change, impacts and response strategies, Intergovernmental Panel on Climate Change Secretariat, Geneva, 132 pp.
- Murillo JCR. 1997. Temporal variations in the carbon budget of forest ecosystems in Spain. *Ecological Applications* 7: 461-469.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, da Fonseca GAB, Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- Navarro LM, Pereira HM. 2012. Rewilding abandoned landscapes in Europe. *Ecosystems* 15: 900-912.
- Cerrillo RN, Oyonarte PB. 2006. Estimation of above-ground biomass in shrubland ecosystems of southern Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales* 15: 197-207.
- North M, Hurteau M, Innes J. 2009. Fire suppression and fuels treatment effects on mixed conifer carbon stocks and emissions. *Ecological Applications*, 19: 1385-1396.

- Nunes LJR, Meireles CIR, Pinto Gomes CJ, Almeida Ribeiro NMC. 2019. Forest management and climate change mitigation: a review on carbon cycle flow models for the sustainability of resources. *Sustainability*, 11: 5276.
- Ortuño F. 1990. El Plan para la repoblación forestal de España del año 1939. Análisis y comentarios. *Ecología, Fuera de Serie* 1, 373-392.
- Ojea E, Ruiz-Benito P, Markanda A, Zavala MA, 2012. Wood provisioning in Mediterranean forests: a bottom up spatial valuation approach. *Forest Policy and Economics* 20: 78-88.
- Ontl TA, Schulte LA, 2012. Soil carbon storage. *Nature Education Knowledge*, 3.
- OSE. 2011. Biodiversidad en España: Base para la sostenibilidad ante el cambio global. Mundiprensa, Madrid.
- OSE. 2007. 5.9 Índice de seguimiento del efecto sumidero del carbono de los ecosistemas terrestres. En: *Sostenibilidad en España 2007*. Observatorio de la Sostenibilidad de España. 225-226 pp.
- Pacala SW, Canham CD, Saponara J, Silander JA, Kobe RK, Ribbens E. 1996. Forest models defined by field measurements: estimation, error analysis and dynamics. *Ecological Monographs* 66: 1-43.
- Page SE, Siegert F, Rieley JO, Boehm H-DV, Jaya A, Limin S. 2002. The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesia during 1997. *Nature* 420: 61-65.
- Pan Y, Birdsey RA, Fang J, Houghton R, Kauppi PE, Kurz WA, Phillips OL, Shvidenko A, Lewis SL, Canadell JG, Ciais P, Jackson RB, Pacala SW, Mcguire AD, Piao S, Rautiainen A, Sitch S, Hayes D. 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333: 988-993.
- Paquette A, Messier C. 2011. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. *Global Ecology and Biogeography* 20: 170-180.
- Paula S, Arianoutsou M, Kazanis D, Tavsanoğlu Ç, Lloret F, Buhk C, Ojeda F, Luna B, Moreno JM, Rodrigo A, Espelta JM, Palacio S, Fernández-Santos B, Fernandes PM, Pausas JG. 2009. Fire-related traits for plant species of the Mediterranean Basin. *Ecology* 90: 1420
- Pausas JG, Pratt RB, Keeley JE, Jacobsen AL, Ramirez AR, Vilagrosa A, Paula S, Kaneakua-Pia IN, Davis SD. 2016. Towards understanding resprouting at the global scale. *New Phytologist* 209: 945-954.
- Pausas JG. 2012. Incendios forestales. La Catarata. Madrid, España.
- Pausas JG. 2010. Fuego y evolución en el Mediterráneo. *Investigación y Ciencia* 407: 56-63.
- Pausas JG, Austin MP, 2001. Patterns of plant species richness in relation to different environments: An appraisal. *Journal of Vegetation Science*, 12: 153-166.
- Pedlar JH, McKenney DW, Aubin I, Beardmore T, Beaulieu J, Iverson L, O'Neill GA, Winder RS, Ste-Marie C. 2012. Placing forestry in the assisted migration debate. *BioScience* 62: 835-842.
- Peñuelas J, Ogaya R, Boada M, Jump AS. 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: 829-837.
- Peñuelas J, Boada M. 2003. A global change-induced biome shift in the Montseny Mountains (NE Spain). *Global Change Biology* 9: 131-140.

- Peñuelas J, Filella I, Comas P. 2002. Changed plant and animal life cycles from 1952 to 2000 in the Mediterranean region. *Global Change Biology* 8: 531-544.
- Peñuelas J, Filella I. 2001. Phenology - Responses to a warming world. *Science* 294: 793-795.
- Pescador DS, Vayreda J, Escudero A, Lloret F. 2019. Identificación y descripción de las variables utilizadas en el Inventario Forestal Nacional para la evaluación de la estructura y función de los tipos de hábitat de bosque. Ministerio para la Transición Ecológica. Madrid, España.
- Petit RJ, Aguinagalde I, Beaulieu J-L de, Bittkau C, Brewer S, Cheddadi R, Ennos R, Fineschi S, Grivet D, Lascoux M, Mohanty A, Müller-Starck G, Demesure-Musch B, Palmé A, Martín JP, Rendell S, Vendramin GG. 2003. Glacial Refugia: hotspots but not melting pots of genetic diversity. *Science* 300: 1563-1565.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Pizarro A. 2019. Estimación de la dinámica de biomasa total a partir de datos multitemporales LiDAR en bosque mediterráneo. Máster en Tecnologías de la Información Geográfica. Universidad de Alcalá.
- Plieninger T, Rolo V, Moreno G. 2010. Large-scale patterns of *Quercus ilex*, *Quercus suber*, and *Quercus pyrenaica* regeneration in Central-Western Spain. *Ecosystems* 13: 644-660.
- PNACC. 2018. Cuarto Informe de Seguimiento del Plan Nacional de Adaptación al Cambio Climático. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- Pretzsch H, Grote R, Reineking B, Rötzer T, Seifert S. 2008. Models for forest ecosystem management: A European perspective. *Annals of Botany* 101: 1065-1087.
- Pugh TAM, Lindeskog M, Smith B, Poulter B, Arneth A, Haverd V, Calle L. 2019. Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 116: 4382-4387.
- Quero JL, Herrero A, Zamora R. 2011. Linking stochasticity to determinism of woody plant recruitment in a mosaic landscape: A spatially explicit approach. *Basic and Applied Ecology* 12: 161-171.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria.
- Ratcliffe S, Wirth C, Jucker T, Van Der Plas F, Scherer-Lorenzen M, Verheyen K, Allan E, Benavides R, Bruehlheide H, Ohse B, Paquette A, Ampoorter E, Bastias CC, Bauhus J, Bonal D, Bouriaud O, Bussotti F, Carnol M, Castagneyrol B, Čečko E, Dawud SM, Wandeler HD, Domisch T, Finér L, Fischer M, Fotelli M, Gessler A, Granier A, Grossiord C, Guyot V, Haase J, Hättenschwiler S, Jactel H, Jaroszewicz B, Joly F-X, Kambach S, Kolb S, Koricheva J, Liebersgesell M, Milligan H, Müller S, Muys B, Nguyen D, Nock C, Pollastrini M, Purschke O, Radoglou K, Raulund-Rasmussen K, Roger F, Ruiz-Benito P, Seidl R, Selvi F, Seiferling I, Stenlid J, Valladares F, Vesterdal L, Baeten L. 2017. Biodiversity and ecosystem functioning relations in European forests depend on environmental context. *Ecology Letters*, 20: 1414-1426.
- Ratcliffe S, Liebergesell M, Ruiz-Benito P, Madrigal González J, Muñoz Castañeda JM, Kändler G, Lehtonen A, Dahlgren J, Kattge J, Peñuelas J, Zavala MA, Wirth C. 2016a. Modes of functional biodiversity control on tree productivity across the European continent. *Global Ecology and Biogeography* 25: 251-262.

- Ratcliffe S, Ruiz-Benito P, Kändler G, Zavala MA. 2016b. Retos y oportunidades en el uso de Inventarios Forestales Nacionales para el estudio de la relación entre la diversidad y el aprovisionamiento de servicios ecosistémicos en bosques. *Ecosistemas* 25: 60-69.
- Reyer C, Gonzalez RS, Dolos K, Hartig F, Hauf Y, Noack M, Lasch-Born P, Rötzer T, Pretzsch H, Meessenburg H, Fleck S, Wagner M, Bolte A, Sanders T, Kolari P, Mäkelä A, Pumpanen J, Matteucci G, Collalti A, D'andrea E, Krupkova L, Krejza J, Ibrom A, Pilegaard K, Loustau D, Bonnefond J-M, Berbigier P, Picart D, Lafont S, Dietze M, Cameron D, Vieno M, Tian H, Palacios A, Cicuendez V, Recuero L, Wieze K, Büchner M, Lange S, Volkholz J, Horemans J, Martel S, Bohn F, Steinkamp J, Valle IVD, Chikalanov A, Frieler K, 2020. The PROFOUND database for evaluating vegetation models and simulating climate impacts on forests. *Earth System Science Data*, 12: 1295-1320.
- Rivas-Martínez S, 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. Madrid, España. Disponible en: https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/servicios/banco-datos-naturaleza/informacion-disponible/memoria_mapa_series_veg_descargas.aspx [Consultado 04/11/2020].
- Roces-Díaz JV, 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.
- Rodríguez-Quilón I, Santdos-del-Blanco L, Serra-Varela MJ, Koskela J, González-Martínez SC 2016. Capturing neutral and adaptive genetic diversity for conservation in a highly structured tree species. *Ecological Applications* 26: 2254-2266.
- Ruiz-Benito P, Vacchiano G, Lines ER, Reyer CPO, Ratcliffe S, Morin X, Hartig F, Mäkelä A, Yousefpour R, Chaves JE, Palacios-Orueta A, Benito-Garzón M, Morales-Molino C, Camarero JJ, Jump AS, Kattge J, Lehtonen A, Ibrom A, Owen HJF, Zavala MA. 2020. Available and missing data to model the impact of climate change on European forests. *Ecological Modelling* 416: 108870.
- Ruiz-Benito P, Ratcliffe S, Jump A, Gómez-Aparicio L, Madrigal-González J, Wirth C, Kändler G, Lehtonen A, Dahlgren J, Kattge J, Zavala MA. 2017a. Functional diversity underlies demographic responses to environmental variation in European forests. *Global Ecology and Biogeography* 26: 128-141.
- Ruiz-Benito P, Ratcliffe S, Zavala MA, Martínez-Vilalta J, Vilà-Cabrera A, Lloret F, Madrigal-González J, Wirth C, Greenwood S, Kändler G, Lehtonen A, Kattge J, Dahlgren J, Jump AS. 2017b. Climate- and successional-related changes in functional composition of European forests are strongly driven by tree mortality. *Global Change Biology* 23: 4162-4176.
- Ruiz-Benito P, Benito-Garzón M, Fernández-Aragón C, Gómez-Aparicio L, García-Valdés R, Madrigal-Gonzalez J, Zavala MA. 2016. El clima, la estructura forestal y la diversidad como determinante de la productividad de los bosques españoles peninsulares. En: Blanco JA, editor. Usando la biomasa forestal como una fuente de energía sostenible. Universidad Pública de Navarra.
- Ruiz-Benito P, García-Valdés R. 2016. Inventarios forestales para el estudio de patrones y procesos en Ecología. *Ecosistemas* 25: 1-5.
- Ruiz-Benito P, Gómez-Aparicio L, Lines ER, Coomes DA, Zavala MA. 2015. Capítulo 16. Efectos del clima y la estructura del rodal sobre procesos de mortalidad en bosques ibéricos. En: Herrero A, Zavala MA, editores. Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España.

- Ruiz-Benito P, Gómez-Aparicio L, Paquette A, Messier C, Kattge J, Zavala MA. 2014a. Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. *Global Ecology and Biogeography* 23: 311-322.
- Ruiz-Benito P, Madrigal-González J, Ratcliffe S, Coomes DA, Kändler G, Lehtonen A, Wirth C, Zavala MA. 2014b. Stand structure and recent climate change constrain stand basal area change in European forests: a comparison across boreal, temperate and Mediterranean biomes. *Ecosystems* 17: 1439-1454.
- Ruiz-Benito P, Benito-Garzón M, García-Valdés R, Gómez-Aparicio L, Zavala MA. 2013a. Aplicación de modelos ecológicos para el análisis de la estructura y dinámica de bosques Ibéricos en respuesta al cambio climático. En: Blanco JA. *Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales*. Omnia Science. Barcelona, España.
- Ruiz-Benito P, Lines ER, Gómez-Aparicio L, Zavala MA, Coomes DA. 2013b. Patterns and drivers of tree mortality in Iberian forests: climatic effects are modified by competition. *PLOS ONE* 8: e56843.
- Ruiz-Benito P, Gómez-Aparicio L, Zavala MA. 2012. Large scale assessment of regeneration and diversity in Mediterranean planted pine forests along ecological gradients. *Diversity and Distributions* 18: 1092-1106.
- Ruiz-Benito P, Zavala MA, Álvarez-Uría P. 2007. Componentes de la diversidad biológica. In: *Sostenibilidad en España 2007*. Observatorio de la Sostenibilidad en España, Mundiprensa, Madrid. pp. 311-314.
- Seidl R, Thom D, Kautz M, Martin-Benito D, Peltoniemi M, Vacchiano G, Wild J, Ascoli D, Petr M, Honkaniemi J, Lexer MJ, Trotsiuk V, Mairota P, Svoboda M, Fabrika M, Nagel TA, Reyer CPO, 2017. Forest disturbances under climate change. *Nature Climate Change* 7: 395-402.
- Sánchez-Salguero R, Camarero JJ, Rozas V, Génova M, Olano JM, Arzac A, Gazol A, Caminero L, Tejedor E, Luis M, Linares JC. 2018. Resist, recover or both? Growth plasticity in response to drought is geographically structured and linked to intraspecific variability in *Pinus pinaster*. *Journal of Biogeography* 45: 1126-1139.
- Sanderson BM, Knutti R, Caldwell P. 2015. A representative democracy to reduce interdependency in a multimodel ensemble. *Journal of Climate* 28: 5171-5194.
- Sanz-Elorza M, Dana ED, Gonzalez A, Sobrino E. 2003. Changes in the high-mountain vegetation of the central Iberian Peninsula as a probable sign of global warming. *Annals of Botany* 92: 273-280.
- Schoennagel T, Veblen TT, Romme WH. 2004. The interaction of fire, fuels, and climate across Rocky Mountain Forests. *Bioscience* 54: 661-675.
- Seddon N, Chausson A, Berry P, Girardin CAJ, Smith A, Turner B. 2020. Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 375: 20190120.
- Seijo F, Cespedes B, Zavala G. 2018. Traditional fire use impact in the aboveground carbon stock of the chestnut forests of Central Spain and its implications for prescribed burning. *Science of the Total Environment* 625, 1405-1414.

- Serra-Varela MJ, Grivet D, Vincenot L, Broennimann O, Gonzalo-Jiménez J, Zimmermann NE. 2015. Does phylogeographical structure relate to climatic niche divergence? A test using maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Global Ecology and Biogeography* 24: 1302–1313.
- Sevilla Martínez F. 2012. Una teoría ecológica para los Montes Ibéricos. Editorial Instituto de Restauración y Medio Ambiente, S. L. León, España.
- Sheil D, Burslem DFRP, Alder D. 1995. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology* 83: 331–333.
- Shifley SR, He HS, Lischke H, Wang WJ, Jin W, Gustafson EJ, Thompson JR, Thompson FR, Dijak WD, Yang J. 2017. The past and future of modeling forest dynamics: from growth and yield curves to forest landscape models. *Landscape Ecology* 32: 1307–1325.
- Schulp CJ, Nabuurs G-J, Verburg PH, 2008. Future carbon sequestration in Europe-effects of land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127: 251–264.
- Skovsgaard JP, Vanclay JK. 2007. Forest site productivity: a review of the evolution of dendrometric concepts for even-aged stands. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 81: 13–31.
- Smith TM, Smith RL. 2007. *Ecología*. Sexta Edición. Addison Wesley. Pearson. Madrid, España.
- Sohn JA, Hartig F, Kohler M, Huss J, Bausch J. 2016a. Heavy and frequent thinning promotes drought adaptation in *Pinus sylvestris* forests. *Ecological Applications* 26: 2190–2205.
- Sohn JA, Saha S, Bausch J. 2016b. Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 380: 261–273.
- Song X-P, Hansen MC, Stehman SV, Potapov PV, Tyukavina A, Vermote EF, Townshend JR. 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature* 560: 639–643.
- Steffen W, Rockström J, Richardson K, Lenton TM, Folke C, Liverman D, Summerhayes CP, Barnosky AD, Cornell SE, Crucifix M, Donges JF, Fetzer I, Lade SJ, Scheffer M, Winkelmann R, Schellhuber HJ. 2018. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115: 8252–8259.
- Steffen W, Sanderson RA, Tyson PD, Jäger J, Matson PA, Moore III B, Oldfield F, Richardson K, Schellhuber H-J, Turner BL. 2006. *Global change and the earth system: a planet under pressure*. Springer Science & Business Media.
- Stephenson NL, Das AJ, Condit R, Russo SE, Baker PJ, Beckman NG, Coomes DA, Lines ER, Morris WK, Ruger N, Alvarez E, Blundo C, Bunyavejchewin S, Chuyong G, Davies SJ, Duque A, Ewango CN, Flores O, Franklin JF, Grau HR, Hao Z, Harmon ME, Hubbell SP, Kenfack D, Lin Y, Makana JR, Malizia A, Malizia LR, Pabst RJ, Pongpattananurak N, Su SH, Sun IF, Tan S, Thomas D, Van Mantgem PJ, Wang X, Wiser SK, Zavala MA, 2014. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature* 507: 90–93.
- Strassburg BBN, Iribarrem A, Beyer HL, Cordeiro CL, Crouzeilles R, Jakovac CC, Braga Junqueira A, Lacerda E, Latawiec AE, Balmford A, Brooks TM, Butchart SHM, Chazdon RL, Erb K-H, Brancalion P, Buchanan G, Cooper D, Díaz S, Donald PF, Kapos V, Leclère D, Miles L, Obersteiner M, Plutzer C, De M. Scaramuzza CA, Scarano FR, Visconti P, 2020. Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature* 586: 724–729.
- Tavsanoglu Ç, Pausas JG. 2018. A functional trait database for Mediterranean Basin plants. *Scientific Data* 5: 180135.

- Thuiller W, Lafourcade B, Engler R, Araújo MB. 200.) BIOMOD – a platform for ensemble forecasting of species distributions. *Ecography* 32: 369-37.
- Tobner CM, Paquette A, Gravel D, Reich PB, Williams LJ, Messier C. 2016. Functional identity is the main driver of diversity effects in young tree communities. *Ecology Letters* 19: 638-647.
- Torrás O, Martín-Queller E, Saura S. 2009. Relating landscape structure, environment and management to biodiversity indicators estimated from forest inventory data in Catalonia (NE Spain). *Forest Systems* 18: 322.
- Townsend C, Begon M, Harper J. 2008. *Essentials of Ecology*. Blackwell Publishing. Estados Unidos.
- Trabucco A, Zomer R. 2019. Global Aridity Index and Potential Evapotranspiration (ET0) Climate Database v2. Disponible en: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.7504448.v3>
- UICN. 2016. Making the case for forest restoration. A guide to engaging companies. UICN. Gland, Suiza.
- UNECE & ICP Forests Programme Coordinating Centre. 2016. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of pollution on forests. Eberswalde. Hamburgo, Alemania.
- Unión Europea. 2018. Reglamento (UE) 2018/841 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 30 de mayo de 2018, sobre la inclusión de las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero resultantes del uso de la tierra, el cambio de uso de la tierra y la silvicultura en el marco de actuación en materia de clima y energía hasta 2030, y por el que se modifican el Reglamento (UE) n.o 525/2013 y la Decisión n.o 529/2013/UE. Disponible en: https://ec.europa.eu/clima/policies/forests/lulucf_en
- 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.
- Valdés M, Carlos M. 1996. Tierras y montes públicos en la Sierra de Madrid (sectores central y meridional). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid, España.
- Van Oijen M, Zavala MA. 2019. Probabilistic drought risk analysis for even-aged forests. In: Sillmann, Jana; Sippel, Sebastian; Russo, Simone, (eds.) *Climate extremes and their implications for impact and risk assessment*. Amsterdam, Elsevier, 159-176.
- Van Oijen M, Beer C, Cramer W, Rammig A, Reichstein M, Rolinski S, Soussana J-F. 2013. A novel probabilistic risk analysis to determine the vulnerability of ecosystems to extreme climatic events. *Environ Research Letters*: 1-7.
- Valladares F, Matesanz S, Guilhaumon F, Bastos Araújo M, Balaguer L, Benito-Garzón M, Cornwell M, Gianoli E, van Kleunen M, Naya DE, Nicotra AB, Poorter H, Zavala MA. 2007. The effects of phenotypic plasticity and local adaptation on forecasts of species range shifts under climate change. *Ecology Letters* 17: 1351-1364.
- Vallejo R. 2005. El Mapa Forestal de España a escala 1:50.000 (MFE50) como base del tercer Inventario Forestal Nacional. Actas de la I Reunión de Inventario y Teledetección Forestal. Cuaderno de la Sociedad de Ciencias Forestales 19: 205-210.
- Vayreda J, Martínez-Vilalta J, Gracia M, Canadell JG, Retana J. 2016. Anthropogenic-driven rapid shifts in tree distribution lead to increased dominance of broadleaf species. *Global Change Biology* 22: 3984-3995.

- Vayreda J, Gracia M, Canadell JG, Retana J. 2012a. Spatial patterns and predictors of forest carbon stocks in western Mediterranean. *Ecosystems* 15: 1258-1270.
- Vayreda J, Martínez-Vilalta J, Gracia M, Retana J. 2012b. Recent climate changes interact with stand structure and management to determine changes in tree carbon stocks in Spanish forests. *Global Change Biology* 18: 1028-1041.
- Vázquez de la Cueva A, Quintana JR, Cañellas I. 2012. Fire activity projections in the SRES A2 and B2 climatic scenarios in peninsular Spain. *International Journal of Wildland Fire* 21: 653-665.
- Vicente-Serrano SM, Beguería S, López-Moreno JI, Angulo M, El Kenawy A. 2010. A new global 0.5° gridded dataset (1901-2006) of a multiscalar drought index: Comparison with current drought index datasets based on the Palmer drought severity index. *Journal of Hydrometeorology* 11: 1033-1043.
- Vidal C, Alberdi I, Redmond J, Vestman M, Lanz A, Schadauer K. 2016. The role of European National Forest Inventories for international forestry reporting. *Annals of Forest Science* 73: 793-806.
- Vilá M, González-Moreno P, Montero-Castaño A. 2015. Las Invasiones Biológicas bajo un escenario de Cambio Climático. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España.
- Vilà-Cabrera A, Premoli AC, Jump AS. 2019. Refining predictions of population decline at species' rear edges. *Global Change Biology* 25: 1549-1560.
- Vilà-Cabrera A, Coll L, Martínez-Vilalta J, Retana J. 2018. Forest management for adaptation to climate change in the Mediterranean basin: A synthesis of evidence. *Forest Ecology and Management* 407: 16-22.
- Vilà-Cabrera A, Espelta JM, Vayreda J, Pino J. 2017. "New Forests" from the Twentieth century are a relevant contribution for C storage in the Iberian Peninsula. *Ecosystems* 20: 130-143.
- Vilà-Cabrera A, Martínez-Vilalta J, Vayreda J, Retana J. 2011. Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 31: 1162-1172.
- Villaescusa R, Díaz R. 1998. Segundo Inventario Forestal Nacional (1986-1996). España. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España.
- Villanueva JA, 2004. Tercer Inventario Forestal Nacional (1997-2007). Comunidad de Madrid, Madrid, Ministerio de Medio Ambiente.
- Vitousek PM, Mooney HA, Lubchenco J, Melillo JM. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277: 494-499.
- Watson RT, Team CW. 2001. *Climate Change 2001: Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II, and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- Whelan RJ. 1995. *The ecology of fire*. Cambridge University Press. Cambridge, Reino Unido.
- Wilson BT, Knight JF, McRoberts RE. 2018. Harmonic regression of Landsat time series for modeling attributes from national forest inventory data. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 137: 29-46.

- Wirth C, Gleixner G, Heinman M. 2009. Old-Growth Forests: Function, Fate and Value – an Overview. En: Wirth C, Gleixner G, Heimann, M, editores. Old-Growth Forests. Springer-Verlag. Berlín, Alemania.
- Zamora R, Pugnaire FI. 2001. Ecosistemas mediterráneos: análisis funcional. Servicio de Publicaciones del Centro Superior de Investigaciones Científicas. Madrid, España.
- Zavala MA, Ruiz-Benito P, Benito-Garzón M, García-Valdés R. 2015. Capítulo 36. Aplicación de los Modelos de Distribución de Especies (MDE) para el análisis de los efectos del cambio climático en los bosques ibéricos. En: Herrero A, Zavala MA, editores. *Los bosques y la biodiversidad frente al cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación en España*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España.
- Zavala MA, Espelta JM, Retana J, 2000. Constraints and trade-offs in Mediterranean plant communities: The case of holm oak-aleppo pine forests. *Botanical Review* 66: 119-149.
- Zellweger F, De Frenne P, Lenoir J, Vangansbeke P, Verheyen K, Bernhardt-Römermann M, Baeten L, Hédli R, Berki I, Brunet J, Van Calster H, Chudomelová M, Decocq G, Dirnböck T, Durak T, Heinken T, Jaroszewicz B, Kopecký M, Máliš F, Macek M, Malicki M, Naaf T, Nagel TA, Ortman-Ajkai A, Petřík P, Pielech R, Reczyńska K, Schmidt W, Standovár T, Świerkosz K, Teleki B, Vild O, Wulf M, Coomes D, 2020. Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science*, 368: 772-775.
- Zuazo I, Lamelas Gracia M, Montealegre Gracia A, 2017. Cartografía de la biomasa aérea total en masas de *Pinus radiata* D. Don a partir de datos públicos LIDAR-PNOA e inventario forestal nacional. *Geofocus*: 105144.

APÉNDICES

Apéndice SI. Información adicional del Inventario Forestal Nacional

Tabla SI.1. Listado de especies del segundo, tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN 2, IFN 3 e IFN 4) junto con el grupo funcional al que pertenece la especie. Nótese que en algunos casos ha habido cambios de género a especie o a subespecie entre inventarios, o se ha cambiado la lista de especie patrón. La lista patrón de especies arbóreas para el IFN 2 usaba hasta el código 099. En el IFN 3 se amplió tanto por incorporación de nuevas especies como por cambios de género en el IFN 2 a especie en el IFN 3. Los grupos funcionales son: (i) frondosa caducifolia (fron-cad); (ii) frondosa perennifolia (fron-per); (iii) conífera caducifolia (con-cad); (iv) conífera perennifolia (con-per).

Clave especie	Nombre IFN 2	Nombre IFN 3	Nombre IFN 4	Grupo funcional
001	Reservado para nueva especie importante	<i>Heberdenia bahamensis</i>	<i>Heberdenia bahamensis</i>	fron-per
002	Reservado para nueva especie importante	<i>Amelanchier ovalis</i>	–	fron-cad
003	<i>Frangula alnus</i>	<i>Frangula alnus</i>	–	fron-cad
004	<i>Rhamnus alaternus</i>	<i>Rhamnus alaternus</i>	–	fron-per
005	<i>Euonymus europaeus</i>	<i>Euonymus europaeus</i>	–	fron-cad
006	<i>Myrtus communis</i>	<i>Myrtus communis</i>	–	fron-per
007	<i>Acacia spp.</i>	<i>Acacia spp.</i>	<i>Acacia spp.</i>	fron-per
008	<i>Phillyrea latifolia</i>	<i>Phillyrea latifolia</i>	<i>Phillyrea latifolia</i>	fron-per
009	<i>Cornus sanguinea</i>	<i>Cornus sanguinea</i>	–	fron-cad
011	<i>Ailanthus altissima</i>	<i>Ailanthus altissima</i>	<i>Ailanthus altissima</i>	fron-cad
012	<i>Malus sylvestris</i>	<i>Malus sylvestris</i>	<i>Malus sylvestris</i>	fron-cad
013	<i>Celtis australis</i>	<i>Celtis australis</i>	<i>Celtis australis</i>	fron-cad

Clave especie	Nombre IFN 2	Nombre IFN 3	Nombre IFN 4	Grupo funcional
014	<i>Taxus baccata</i>	<i>Taxus baccata</i>	<i>Taxus baccata</i>	con-per
015	<i>Crataegus spp.</i>	<i>Crataegus spp.</i>	<i>Crataegus spp.</i>	fron-cad
016	<i>Pyrus spp.</i>	<i>Pyrus spp.</i>	<i>Pyrus spp.</i>	fron-cad
017	<i>Cedrus spp.</i>	<i>Cedrus atlantica</i>	<i>Cedrus atlantica</i>	con-per
018	<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	con-per
019	Otras coníferas	Otras coníferas	Otras coníferas	con-per
020	Pinos	Pinos	Pinos	con-per
021	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Pinus sylvestris</i>	con-per
022	<i>Pinus uncinata</i>	<i>Pinus uncinata</i>	<i>Pinus uncinata</i>	con-per
023	<i>Pinus pinea</i>	<i>Pinus pinea</i>	<i>Pinus pinea</i>	con-per
024	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Pinus halepensis</i>	con-per
025	<i>Pinus nigra</i>	<i>Pinus nigra</i>	<i>Pinus nigra</i>	con-per
026	<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus pinaster</i>	<i>Pinus pinaster</i>	con-per
027	<i>Pinus canariensis</i>	<i>Pinus canariensis</i>	<i>Pinus canariensis</i>	con-per
028	<i>Pinus radiata</i>	<i>Pinus radiata</i>	<i>Pinus radiata</i>	con-per
029	Otros pinos	Otros pinos	Otros pinos	con-per
030	Mezcla de coníferas	Mezcla de coníferas	Mezcla de coníferas	con-per
031	<i>Abies alba</i>	<i>Abies alba</i>	<i>Abies alba</i>	con-per
032	<i>Abies pinsapo</i>	<i>Abies pinsapo</i>	<i>Abies pinsapo</i>	con-per
033	<i>Picea abies</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Picea abies</i>	con-per
034	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>Pseudotsuga menziesii</i>	con-per
035	<i>Larix spp.</i>	<i>Larix spp.</i>	<i>Larix spp.</i>	con-cad
036	<i>Cupressus spp.</i>	<i>Cupressus sempervirens</i>	<i>Cupressus sempervirens</i>	con-per
037	<i>Juniperus cedrus.</i> <i>Juniperus communis.</i> <i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Juniperus communis</i>	<i>Juniperus communis</i>	con-per
038	<i>Juniperus thurifera</i>	<i>Juniperus thurifera</i>	<i>Juniperus thurifera</i>	con-per
039	<i>Juniperus phoenicea.</i> <i>Juniperus sabina</i>	<i>Juniperus phoenicea</i>	<i>Juniperus phoenicea</i>	con-per
040	<i>Quercus spp.</i>	<i>Quercus spp.</i>	<i>Quercus spp.</i>	fron-cad
041	<i>Quercus robur</i>	<i>Quercus robur</i>	<i>Quercus robur</i>	fron-cad
042	<i>Quercus petraea</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Quercus petraea</i>	fron-cad
043	<i>Quercus pyrenaica.</i> <i>Quercus pubescens</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>	<i>Quercus pyrenaica</i>	fron-cad
044	<i>Quercus faginea</i>	<i>Quercus faginea</i>	<i>Quercus faginea</i>	fron-cad
045	<i>Quercus ilex</i>	<i>Quercus ilex</i>	<i>Quercus ilex ssp.</i> <i>ballota</i>	fron-per
046	<i>Quercus suber</i>	<i>Quercus suber</i>	<i>Quercus suber</i>	fron-per
047	<i>Quercus canariensis</i>	<i>Quercus canariensis</i>	<i>Quercus canariensis</i>	fron-cad
048	<i>Quercus borealis</i>	<i>Quercus rubra</i>	<i>Quercus rubra</i>	fron-cad
049	Otros quercus	Otros quercus	Otros quercus	fron-cad

Clave especie	Nombre IFN 2	Nombre IFN 3	Nombre IFN 4	Grupo funcional
050	Mezcla de árboles de ribera	Mezcla de árboles de ribera	Mezcla de árboles de ribera	–
051	<i>Populus alba</i>	<i>Populus alba</i>	<i>Populus alba</i>	fron-cad
052	<i>Populus tremula</i>	<i>Populus tremula</i>	<i>Populus tremula</i>	fron-cad
053	<i>Tamarix spp.</i>	<i>Tamarix spp.</i>	<i>Tamarix spp.</i>	fron-cad
054	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	<i>Alnus glutinosa</i>	fron-cad
055	<i>Fraxinus spp.</i>	<i>Fraxinus angustifolia</i>	<i>Fraxinus angustifolia</i>	fron-cad
056	<i>Ulmus spp.</i>	<i>Ulmus minor</i>	<i>Ulmus minor</i>	fron-cad
057	<i>Salix spp.</i>	<i>Salix spp.</i>	<i>Salix spp.</i>	fron-cad
058	<i>Populus nigra. Populus x canadensis</i>	<i>Populus nigra</i>	<i>Populus nigra</i>	fron-cad
059	Otros árboles ripícolas	Otros árboles ripícolas	Otros árboles ripícolas	–
060	Mezcla de eucaliptos	Mezcla de eucaliptos	Mezcla de eucaliptos	fron-per
061	<i>Eucalyptus globulus</i>	<i>Eucalyptus globulus</i>	<i>Eucalyptus globulus</i>	fron-per
062	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	fron-per
063	Reservado para otro eucalipto importante	Otros eucaliptos	Otros eucaliptos	fron-per
064	Otros eucaliptos	<i>Eucalyptus nitens</i>	<i>Eucalyptus nitens</i>	fron-per
065	<i>Ilex aquifolium</i>	<i>Ilex aquifolium</i>	<i>Ilex aquifolium</i>	fron-per
066	<i>Olea europaea</i>	<i>Olea europaea</i>	<i>Olea europaea</i>	fron-per
067	<i>Ceratonía siliqua</i>	<i>Ceratonía siliqua</i>	<i>Ceratonía siliqua</i>	fron-per
068	<i>Arbutus unedo. Arbutus canariensis</i>	<i>Arbutus unedo</i>	<i>Arbutus unedo</i>	fron-per
069	<i>Phoenix spp. Chamaerops spp.</i>	<i>Phoenix spp.</i>	<i>Phoenix spp.</i>	–
070	Mezcla de frondosas de gran porte	Mezcla de frondosas de gran porte	Mezcla de frondosas de gran porte	fron-cad
071	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	fron-cad
072	<i>Castanea sativa</i>	<i>Castanea sativa</i>	<i>Castanea sativa</i>	fron-cad
073	<i>Betula pendula. Betula pubescens</i>	<i>Betula spp.</i>	<i>Betula spp.</i>	fron-cad
074	<i>Corylus avellana</i>	<i>Corylus avellana</i>	<i>Corylus avellana</i>	fron-cad
075	<i>Juglans regia</i>	<i>Juglans regia</i>	<i>Juglans regia</i>	fron-cad
076	<i>Acer spp.</i>	<i>Acer campestre</i>	<i>Acer campestre</i>	fron-cad
077	<i>Tilia spp.</i>	<i>Tilia spp.</i>	<i>Tilia spp.</i>	fron-cad
078	<i>Sorbus spp.</i>	<i>Sorbus spp.</i>	<i>Sorbus spp.</i>	fron-cad
079	<i>Platanus spp.</i>	<i>Platanus hispanica</i>	<i>Platanus hispanica</i>	fron-cad
080	<i>Laurisilva</i>	<i>Laurisilva</i>	<i>Laurisilva</i>	–
081	<i>Myrica faya</i>	<i>Myrica faya</i>	<i>Myrica faya</i>	fron-per
082	<i>Ilex canariensis</i>	<i>Ilex canariensis</i>	<i>Ilex canariensis</i>	fron-per
083	<i>Erica arborea</i>	<i>Erica arborea</i>	<i>Erica arborea</i>	con-per

Clave especie	Nombre IFN 2	Nombre IFN 3	Nombre IFN 4	Grupo funcional
084	<i>Persea indica</i>	<i>Persea indica</i>	<i>Persea indica</i>	fron-per
085	<i>Myrsine spp.</i>	<i>Sideroxylon marmulano</i>	<i>Sideroxylon marmulano</i>	fron-per
086	<i>Notelaea excelsa</i>	<i>Picconia excelsa</i>	<i>Picconia excelsa</i>	fron-per
087	<i>Ocotea phoetens</i>	<i>Ocotea phoetens</i>	<i>Ocotea phoetens</i>	fron-per
088	<i>Apollonias canariensis</i>	<i>Apollonias barbujana</i>	<i>Apollonias barbujana</i>	fron-per
089	Otras laurisilvas	Otras laurisilvas	Otras laurisilvas	–
090	Mezcla de pequeñas frondosas	Mezcla de pequeñas frondosas	Mezcla de pequeñas frondosas	fron-cad
091	<i>Buxus sempervirens.</i> <i>Buxus balearica</i>	<i>Buxus sempervirens</i>	–	fron-per
092	<i>Robinia pseudacacia.</i> <i>Sophora japonica.</i> <i>Gleditsia triacanthos</i>	<i>Robinia pseudacacia</i>	<i>Robinia pseudoacacia</i>	fron-cad
093	<i>Pistacia terebinthus.</i> <i>Pistacia atlantica</i>	<i>Pistacia terebinthus</i>	–	fron-cad
094	<i>Laurus nobilis.</i> <i>Laurus canariensis</i>	<i>Laurus nobilis</i>	<i>Laurus nobilis</i>	fron-per
095	<i>Prunus spp.</i>	<i>Prunus spp.</i>	<i>Prunus spp.</i>	fron-cad
096	<i>Rhus coriaria</i>	<i>Rhus coriaria</i>	<i>Rhus coriaria</i>	fron-cad
097	<i>Sambucus nigra.</i> <i>Sambucus racemosa</i>	<i>Sambucus nigra</i>	<i>Sambucus nigra</i>	fron-cad
098	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Carpinus betulus</i>	<i>Carpinus betulus</i>	fron-cad
099	Otras frondosas	Otras frondosas	Otras frondosas	fron-cad
140	–	<i>Quercus alpestris</i>	–	fron-cad
144	–	<i>Quercus faginea subesp. broteroi</i>	–	fron-cad
157	–	<i>Salix edicellata</i>	–	fron-cad
195	–	<i>Prunus mahaleb</i>	–	fron-cad
207	–	<i>Acacia melanoxylon</i>	<i>Acacia melanoxylon</i>	fron-per
215	–	<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Crataegus monogyna</i>	fron-cad
217	–	<i>Cedrus deodara</i>	<i>Cedrus deodara</i>	con-per
219	–	<i>Tetraclinis articulata</i>	<i>Tetraclinis articulata</i>	con-per
235	–	<i>Larix decidua</i>	<i>Larix decidua</i>	con-cad
236	–	<i>Cupressus arizonica</i>	<i>Cupressus arizonica</i>	con-per
237	–	<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Juniperus oxycedrus</i>	con-per
238	–	<i>Juniperus turbinata</i>	<i>Juniperus turbinata</i>	con-per
243	–	<i>Quercus pubescens (Q. humilis)</i>	<i>Quercus pubescens (Q. humilis)</i>	fron-cad
244	–	<i>Quercus lusitanica</i>	<i>Quercus lusitanica (Q. fruticosa)</i>	fron-cad
245	–	–	<i>Quercus ilex ssp. ilex</i>	fron-per
253	–	<i>Tamarix canariensis</i>	<i>Tamarix canariensis</i>	fron-cad
255	–	<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>Fraxinus excelsior</i>	fron-cad

Clave especie	Nombre IFN 2	Nombre IFN 3	Nombre IFN 4	Grupo funcional
256	–	<i>Ulmus glabra</i>	<i>Ulmus glabra</i>	fron-cad
257	–	<i>Salix alba</i>	<i>Salix alba</i>	fron-cad
258	–	<i>Populus x canadensis</i>	<i>Populus x canadensis</i>	fron-cad
264	–	<i>Eucalyptus viminalis</i>	<i>Eucalyptus viminalis</i>	fron-per
268	–	<i>Arbutus canariensis</i>	<i>Arbutus canariensis</i>	fron-per
273	–	<i>Betula alba</i>	<i>Betula alba</i>	fron-cad
275	–	<i>Juglans nigra</i>	<i>Juglans nigra</i>	fron-cad
276	–	<i>Acer monspessulanum</i>	<i>Acer monspessulanum</i>	fron-cad
277	–	<i>Tilia cordata</i>	<i>Tilia cordata</i>	fron-cad
278	–	<i>Sorbus aria</i>	<i>Sorbus aria</i>	fron-cad
279	–	<i>Platanus orientalis</i>	<i>Platanus orientalis</i>	fron-cad
281	–	<i>Myrica rivas-martinezii</i>	<i>Myrica rivas-martinezii</i>	fron-per
282	–	<i>Ilex platyphylla</i>	<i>Ilex platyphylla</i>	fron-per
283	–	<i>Erica scoparia</i>	<i>Erica scoparia</i>	fron-per
289	–	<i>Pleiomeris canariensis</i>	<i>Pleiomeris canariensis</i>	fron-per
291	–	<i>Buxus balearica</i>	–	fron-per
292	–	<i>Sophora japonica</i>	<i>Sophora japonica</i>	fron-cad
293	–	<i>Pistacia atlantica</i>	<i>Pistacia atlantica</i>	fron-cad
294	–	<i>Laurus azorica</i>	<i>Laurus azorica</i>	fron-per
295	–	<i>Prunus spinosa</i>	–	fron-cad
297	–	<i>Sambucus racemosa</i>	–	fron-cad
299	–	<i>Ficus carica</i>	<i>Ficus carica</i>	fron-cad
307	–	<i>Acacia dealbata</i>	<i>Acacia dealbata</i>	fron-per
315	–	<i>Crataegus laevigata</i>	<i>Crataegus laevigata</i>	fron-cad
317	–	<i>Cedrus libani</i>	<i>Cedrus libani</i>	con-per
319	–	<i>Thuja spp.</i>	<i>Thuja spp.</i>	con-per
335	–	<i>Larix leptolepis</i>	<i>Larix leptolepis</i>	con-cad
336	–	<i>Cupressus lusitanica</i>	<i>Cupressus lusitanica</i>	con-per
337	–	<i>Juniperus cedrus</i>	<i>Juniperus cedrus</i>	con-per
344	–	–	<i>Quercus alpestris</i>	fron-cad
355	–	<i>Fraxinus ornus</i>	<i>Fraxinus ornus</i>	fron-cad
356	–	<i>Ulmus pumila</i>	<i>Ulmus pumila</i>	fron-cad
357	–	<i>Salix atrocinerea</i>	<i>Salix atrocinerea</i>	fron-cad
364	–	<i>Eucalyptus gomphocephalus</i>	<i>Eucalyptus gomphocephalus</i>	fron-per
369	–	<i>Chamaerops humilis</i>	–	–
373	–	<i>Betula pendula</i>	<i>Betula pendula</i>	fron-cad
376	–	<i>Acer negundo</i>	<i>Acer negundo</i>	fron-cad
377	–	<i>Tilia platyphyllos</i>	<i>Tilia platyphyllos</i>	fron-cad
378	–	<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>Sorbus aucuparia</i>	fron-cad
389	–	<i>Rhamnus glandulosa</i>	<i>Rhamnus glandulosa</i>	fron-per

Clave especie	Nombre IFN 2	Nombre IFN 3	Nombre IFN 4	Grupo funcional
392	–	<i>Gleditsia triacanthos</i>	<i>Gleditsia triacanthos</i>	fron-cad
395	–	<i>Prunus avium</i>	<i>Prunus avium</i>	fron-cad
399	–	<i>Morus spp.</i>	<i>Morus spp.</i>	fron-cad
415	–	<i>Crataegus lacinata</i>	<i>Crataegus lacinata</i>	fron-cad
435	–	<i>Larix x eurolepis</i>	<i>Larix x eurolepis</i>	con-per
436	–	<i>Cupressus macrocarpa</i>	<i>Cupressus macrocarpa</i>	con-per
437	–	<i>Juniperus oxycedrus subesp. macrocarpa</i>	–	con-per
455	–	–	<i>Fraxinus spp.</i>	fron-cad
456	–	–	<i>Ulmus spp.</i>	fron-cad
457	–	<i>Salix babylonica</i>	<i>Salix babylonica</i>	fron-cad
464	–	<i>Eucalyptus robusta</i>	<i>Eucalyptus robusta</i>	fron-per
469	–	<i>Phoenix canariensis</i>	<i>Phoenix canariensis</i>	–
476	–	<i>Acer opalus</i>	<i>Acer opalus</i>	fron-cad
478	–	<i>Sorbus domestica</i>	<i>Sorbus domestica</i>	fron-cad
489	–	<i>Visnea mocanera</i>	<i>Visnea mocanera</i>	fron-per
495	–	<i>Prunus lusitanica</i>	<i>Prunus lusitanica</i>	fron-per
499	–	<i>Morus alba</i>	<i>Morus alba</i>	fron-cad
515	–	<i>Crataegus azarolus</i>	<i>Crataegus azarolus</i>	fron-cad
557	–	<i>Salix cantabrica</i>	<i>Salix cantabrica</i>	fron-cad
569	–	<i>Dracaena draco</i>	<i>Dracaena draco</i>	–
576	–	<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Acer pseudoplatanus</i>	fron-cad
578	–	<i>Sorbus torminalis</i>	<i>Sorbus torminalis</i>	fron-cad
595	–	<i>Prunus padus</i>	<i>Prunus padus</i>	fron-cad
599	–	<i>Morus nigra</i>	<i>Morus nigra</i>	fron-cad
657	–	<i>Salix caprea</i>	<i>Salix caprea</i>	fron-cad
676	–	<i>Acer platanoides</i>	<i>Acer platanoides</i>	fron-cad
678	–	<i>Sorbus latifolia</i>	<i>Sorbus latifolia</i>	fron-cad
757	–	<i>Salix elaeagnos</i>	<i>Salix elaeagnos</i>	fron-cad
776	–	–	<i>Acer spp.</i>	fron-cad
778	–	<i>Sorbus chamaemespilus</i>	<i>Sorbus chamaemespilus</i>	fron-cad
857	–	<i>Salix fragilis</i>	<i>Salix fragilis</i>	fron-cad
858	–	<i>Salix canariensis</i>	<i>Salix canariensis</i>	fron-cad
957	–	<i>Salix purpurea</i>	<i>Salix purpurea</i>	fron-cad

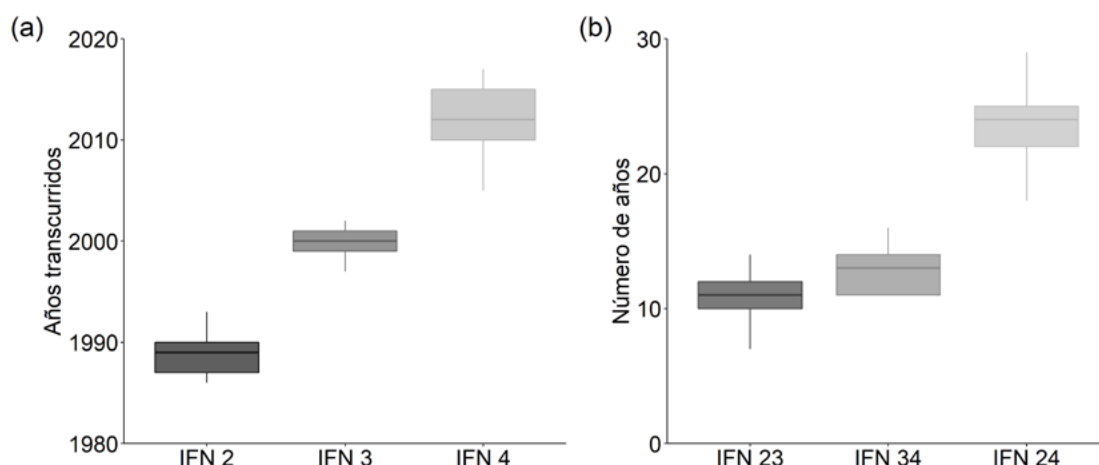


Figura S1.1. (a) Años de muestreo de las parcelas del segundo, tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN 2, IFN 3 e IFN 4), y (b) número de años transcurridos entre los muestreos entre el segundo y tercer, tercer y cuarto, y segundo y cuarto Inventario Forestal Nacional (IFN 23, IFN 34 e IFN 24). Elaboración propia a partir de datos de las parcelas permanentes del segundo, tercer y cuarto Inventario Forestal Nacional.

Apéndice S2. Información adicional de las ecuaciones alométricas para la fracción arbórea

Tabla S2.1. Parámetros de las ecuaciones alométricas áreas (aéreo) y subterráneas (subt.) obtenidas de Montero et al. (2005).

Tipo de bosque	CF(aéreo)	CF(subt.)	a(aéreo)	a(subt.)	b(aéreo)	b(subt.)
<i>P. halepensis</i>	0.1246304	0.0284477	-2,0939	-3,68133	2,20988	2,29823
<i>P. pinea</i>	0.1169398	0.0183457	-2,18117	-4,01758	2,42414	2,47024
<i>P. pinaster</i>	0.0503669	0.0216529	-3,00347	-3,85184	2,49641	2,37592
<i>P. canariensis</i>	0.0480732	0.0103518	-3,04507	-4,61516	2,66892	2,72887
<i>P. nigra</i>	0.0627707	0.0236152	-2,7773	-3,76193	2,51564	2,38780
<i>P. sylvestris</i>	0.0843928	0.0108866	-2,50275	-4,56044	2,41194	2,62841
<i>P. uncinata</i>	0.1604591	0.0114781	-1,86138	-4,50582	2,31611	2,75580
<i>P. radiata</i>	0.0748512	0.0647681	-2,61093	-2,78485	2,48739	2,14449
<i>Q. ilex</i>	0.1019004	0.5450453	-2,31596	-0,73028	2,47745	1,78930
<i>Q. suber</i>	0.0376482	0.0637768	-3,36627	-2,81593	2,60685	2,07774
<i>Q. pyrenaica</i>	0.0768141	0.0884796	-2,59695	-2,45430	2,53453	2,13346
<i>Q. faginea</i>	0.0562149	0.0479628	-2,89305	-3,09335	2,52426	2,34356
<i>Q. petraea</i>	0.1012385	0.0925842	-2,30619	-2,46349	2,50077	2,15149
<i>Q. robur</i>	0.1012385	0.0925842	-2,30619	-2,46349	2,50077	2,15149
<i>F. sylvatica</i>	0.1602901	6.2219170	-1,84548	1,722240	2,37060	1,25755
<i>C. sativa</i>	0.1857399	1.0102140	-1,70831	-3,97491	2,21544	2,83892
<i>E. globulus</i>	0.2677875	ND	-1,33002	-2,05864	2,19404	1,61762

Acronimos: ND, No disponible

Apéndice S3. Descripción de bases de datos que pueden relacionarse con el IFN

Tabla S3.1. Variables bioclimáticas de la base de datos Wordclim (Hijmans et al. 2005).

Variable	Descripción
BIO1	Temperatura media anual
BIO2	Rango diurno medio (Media de los meses (máxima temperatura – mínima temperatura))
BIO3	Isotermalidad (BIO2/BIO7) (* 100)
BIO4	Estacionalidad de las temperaturas (desviación estándar * 100)
BIO5	Temperatura máxima del mes más cálido
BIO6	Temperatura mínima del mes más frío
BIO7	Rango anual de temperaturas (BIO5-BIO6)
BIO8	Temperatura media del cuatrimestre más húmedo
BIO9	Temperatura media del cuatrimestre más seco
BIO10	Temperatura media del cuatrimestre más cálido
BIO11	Temperatura media del cuatrimestre más frío
BIO12	Precipitación anual
BIO13	Precipitación del mes más húmedo
BIO14	Precipitación del mes más seco
BIO15	Estacionalidad de la precipitación (coeficiente de variación)
BIO16	Precipitación del cuatrimestre más húmedo
BIO17	Precipitación del cuatrimestre más seco
BIO18	Precipitación del cuatrimestre más cálido
BIO19	Precipitación del cuatrimestre más frío

Apéndice S4. Información adicional de las variables ponderables relacionadas con el riesgo

S.4.1. Variables relacionadas con el riesgo por erosión

En la ponderación por el riesgo de erosión definida en el caso de estudio 5.5, se consideran tres variables: (i) la fragilidad del suelo, (ii) el riesgo potencial de erosión y (iii) el nivel de erosión del suelo, cada una de las cuales posee entre 7 y 12 niveles, donde el nivel más bajo corresponde siempre con valores inferiores de fragilidad y menor riesgo actual y potencial de erosión.

La fragilidad del suelo es una estimación cuantitativa de pérdidas de suelo mediante la aplicación del modelo RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation). La variable consta de siete categorías de fragilidad del suelo, que al aumentar aumenta el nivel de erosión, la vida útil (años) y el nivel mínimo de pérdidas del suelo (ver Tabla S4.1.1).

El riesgo potencial de erosión del suelo es una estimación cuantitativa de pérdidas de suelo mediante la aplicación de tres factores del modelo RUSLE (Revised Universal Soil Loss Equation): el índice de erosión plural, la erosionabilidad del suelo y la topografía. La erosión potencial considera

exclusivamente el clima, la geología y el relieve, y por tanto no considera la cobertura vegetal ni la acción humana (MAPAMA, 2016a). La variable de riesgo potencial de erosión posee siete categorías de riesgo (Tabla S4.1.2).

El nivel de erosión actual establece un total de siete categorías de erosión actual en función de factores de cultivo, pendiente, litofacies-erosionabilidad y agresividad de la lluvia para las distintas cuencas hidrográficas (Tabla S4.1.3).

El riesgo global de erosión se calcula como la suma de los niveles de las variables anteriores (Tabla S4.1.4).

Tabla S4.1.1. Correspondencia de los niveles de fragilidad del suelo con su significado incluyendo la vida útil y pérdidas de suelo mínimas.

Descripción	Cualificación de la erosión	Vida útil (años)	Pérdidas mínimas ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)
1	Nula	–	–
2	Muy leve	>100	–
3	Leve	50-100	1
4	Moderada-leve	25-50	2
5	Moderada-grave	25-50	5
6	Grave	10-25	8
7	Muy grave	< 10	12

Tabla S4.1.2. Niveles de riesgo potencial de erosión con su correspondiente significado.

Nivel	Significado del Riesgo potencial de erosión
1	Nula
2	Muy leve
3	Leve
4	Moderada-leve
5	Moderada-grave
6	Grave
7	Muy grave

Tabla S4.1.3. Niveles de erosión con la cantidad de suelo erosionado y su correspondiente significado.

Nivel	Erosión o pérdidas de suelo (Mg ha ⁻¹ año ⁻¹)	Significado de la erosión
1	0-5	Nula
2	5-10	Muy leve
3	10-25	Leve
4	25-50	Moderada-leve
5	50-100	Moderada-grave
6	100-200	Grave
7	>200	Muy grave

Tabla S4.1.4. Correspondencia de los niveles del riesgo global de erosión con su significado.

Nivel	Riesgo global de erosión	Significado del riesgo global de erosión
1	4	Nulo
2	4-6	Leve
3	7-11	Moderado
4	12-15	Grave
5	16-21	Muy grave

S4.2. Variables relacionadas con el riesgo por incendios

En la ponderación por el riesgo por incendios definida en el caso de estudio 5.5, se consideraron dos variables: la frecuencia de incendios anual y la probabilidad de ocurrencia de incendios debido a factores climáticos y sociales.

La frecuencia de incendios anual (No. incendios año⁻¹) es la media del número de incendios al año para el periodo entre el IFN2 e IFN3 de la información disponible a nivel de municipios (ver apartado 3.3). La variable de frecuencia de incendios ha sido categorizada en cinco niveles, con los mayores niveles de frecuencia de incendios encontrándose en Galicia y la cornisa Cantábrica. Esta variable puede modificarse en ponderaciones por otros índices fácilmente calculables de la base municipal de incendios como la relación frecuencia versus superficie afectada por incendios (Tabla S4.2.1).

La probabilidad de ocurrencia de incendios basada en factores climáticos (temperatura hora⁻¹ y velocidad del viento) que podría calcularse a partir de datos de probabilidad climática de ocurrencia de incendios procedentes de la AEMET (<http://www.aemet.es/es/portada>) a nivel estatal o de EFFIS (<http://effis.jrc.ec.europa.eu/>), como es el “Índice climático del fuego” para una resolución de 16 km, pero solo para una serie temporal que comienza a mediados de 2013 o procedentes de

datos de Meteo France para el periodo de años 2000-2010 (Tabla S4.2.2). Además, la probabilidad de ocurrencia puede considerar factores sociales, ya que la negligencia o la intencionalidad es la principal causa de aparición de más del 90% de los siniestros en algunas localidades y puede depender de la cercanía a ciudades. Por otro lado, la existencia del contexto social actúa junto con los factores climáticos de peligro para configurar un índice integrado de peligro (Tabla S4.2.3).

El riesgo global de incendios se calcula como la suma de los niveles de las variables mencionadas anteriormente (Tabla S4.2.4).

Tabla S4.2.1. Correspondencia de los niveles de frecuencia de incendios y el número de incendios al año.

Nivel	Frecuencia de incendios (No. de incendios año ⁻¹)
1	0
2	1-5
3	6-15
4	16-30
5	>30

Tabla S4.2.2. Correspondencia de los niveles del índice de probabilidad climática de ocurrencia incendios con su significado.

Nivel	Probabilidad climática de ocurrencia	Significado de probabilidad climática de ocurrencia de incendios
1	0	Nula
2	1-20	Baja
3	21-40	Moderada
4	41-70	Alta
5	>71	Extrema

Tabla S4.2.3. Correspondencia de los niveles de contexto social favorable con su significado.

Nivel	Contexto social favorable
0	Ausencia
1	Presencia

Tabla S4.2.4. Correspondencia de los niveles del riesgo global de incendio con su significado.

Nivel	Riesgo global de incendio	Significado del riesgo global de incendio
1	2	Nulo
2	3-4	Leve
3	5-6	Moderado
4	7-8	Grave
5	9-11	Muy grave

S4.3. Variables relacionadas con el riesgo por cambio climático

El riesgo global por cambio climático definido en el caso de estudio 5.5 se puede definir como la suma de: (i) la exposición; y la vulnerabilidad climática, definida por (ii) la sensibilidad y (iii) la capacidad de adaptación del sistema.

La exposición incluye la severidad del cambio climático que es probable que experimente un rodal o ecosistema en un determinado lugar, que depende de la magnitud y dirección del cambio en el clima (Dawson et al. 2011). Para calcular la exposición de un ecosistema se hace uso de los MDE calibrados con datos de presencia y ausencia, y se calcula como el cambio en el porcentaje del nicho potencial para un determinado período en el futuro y para una determinada especie. Las zonas con alto porcentaje de cambio serán aquellas zonas con mayor exposición, mientras que las zonas con menor porcentaje de cambio serán aquellas zonas con menor exposición. En concreto, para este caso de estudio se definen cuatro niveles de cambio de área con respecto a la sequía que van de 1 a 4 y se corresponden con niveles de cambio leve a un cambio de área alto (Tabla S4.3.1).

La sensibilidad, que indica el grado en el que un sistema se ve afectado -de manera adversa o beneficiosa- por los estímulos relacionados con el clima, puede calcularse como el cambio en el porcentaje del nicho potencial basado en otras variables respuesta (p. ej. crecimiento o regeneración). Teniendo en cuenta estos supuestos, definimos cuatro categorías de sensibilidad (Tabla S4.3.2) en el que variaciones en el porcentaje de cambio en el nicho potencial para cada especie se corresponden con reducciones en el mismo.

La variable capacidad de adaptación indica la capacidad de ajuste de los sistemas naturales o humanos como respuesta a estímulos climáticos proyectados o reales, o sus efectos, que puedan moderar el daño o aprovechar sus efectos beneficiosos (Dawson et al. 2011). Esta variable puede ser estimada como el cambio en el porcentaje del nicho potencial para un determinado período en el futuro y para una determinada especie, haciendo uso de los MDE. La diferencia con el uso de los MDE para la estimación de la sensibilidad es que en este caso los MDE serán parametrizados con datos de plasticidad, adaptación local o información genética (ver Benito-Garzón et al. 2011, Valladares et al. 2014, Serra-Varela et al. 2015). Esta aproximación asume que, si el área de ocupación de una especie proyectado en el futuro se ve mermado, se podría deber a que las condiciones climáticas pueden exceder la capacidad de adaptación de dicha especie (Tabla S4.3.3). Estos datos podrían ser calculados siguiendo la metodología de Benito-Garzón et al. (2011), Valladares et al. (2014) o Serra-Varela et al. (2015).

El riesgo global por cambio climático se calcula como el sumatorio de los niveles de las variables anteriores (Tabla S4.3.4).

Tabla S4.3.1. Niveles del índice de exposición, su porcentaje de cambio (reducción) en el nicho potencial calibrado con datos de presencia y ausencia y su correspondiente significado.

Nivel	Cambio área nicho potencial (%)	Significado del nivel de exposición
1	<15	Leve
2	15-40	Moderada
3	40-70	Alta
4	>70	Muy alta

Tabla S4.3.2. Niveles de sensibilidad con su porcentaje de cambio (reducción) en el nicho potencial calibrado con otras variables respuesta (p. ej. crecimiento, regeneración) y su correspondiente significado.

Nivel	Cambio nicho potencial (%)	Significado del nivel de sensibilidad
1	<15	Leve
2	15-40	Moderada
3	40-70	Alta
4	>70	Muy alta

Tabla S4.3.3. Correspondencia de los niveles de capacidad adaptativa con su nivel y porcentaje de cambio (reducción) en el área de ocupación ante el cambio climático proyectado.

Nivel	Cambio área ocupación	Significado del nivel de capacidad adaptativa
1	<15%	Leve
2	15-40%	Moderada
3	40-70%	Moderada
4	>70%	Muy alta

Tabla S4.3.4. Niveles de riesgo global por cambio climático con su valor y correspondiente significado.

Nivel	Cambio área ocupación	Significado del nivel de Riesgo global por cambio climático
1	3	Nulo
2	4	Leve
3	5-6	Moderado
4	7	Moderado-Grave
5	6-9	Grave
6	10-12	Muy grave

S4.4. Variables relacionadas con la conservación

En concreto, para el caso de estudio 5.5 se usaron dos variables indicadoras de los factores de conservación: (i) la existencia de mecanismos de protección (p. ej. pertenencia a Espacios Naturales Protegidos Red Natura 2000 y Espacios Naturales Protegidos) y (ii) la biodiversidad (p. ej. tipos de hábitats, especies amenazadas, endémicas o emblemáticas).

La existencia de mecanismos de protección vendrá determinada por el número de elementos de protección (p. ej. pertenencia a Espacios Naturales Protegidos Red Natura 2000 y Espacios Naturales Protegidos) en cada parcela.

Por otro lado, el grado de conservación y diversidad de una parcela puede determinarse por el (i) número de elementos de protección y (ii) el Índice Agregado de Biodiversidad (IAB). En concreto el IAB considera la diversidad de hábitats (HAB), especies amenazadas de vertebrados y flora (AME), así como especies endémicas (END) y especies emblemáticas (EMB) (ver Ruiz-Benito et al. 2007):

$$IAB = HAB + AME + END + EMB$$

Este índice puede adaptarse a los criterios específicos de conservación, sean estos relativos a especies emblemáticas (p. ej. zona de nidificación o de campeo de una especie de alto valor desde el punto de vista de conservación), existencias de relictos, etc., en función de los datos disponibles en los Bancos de Datos de la Naturaleza. A modo de ejemplo este índice puede calcularse mediante los tipos de hábitat basándose en los datos del proyecto CORINE Land Cover y los datos de especies procedentes del Inventario Nacional de Biodiversidad de 2007 (Dirección General para la Biodiversidad, MMA) y se encuentra disponible a una escala de 10 x 10 km (Ruiz-Benito et al. 2007). Cada uno de los cuatro aspectos considerados en este índice son escalados entre 0 y 25, de manera que el IAB tiene un rango final que oscila entre 1 y 100. Para este informe el IAB se categoriza en cuatro niveles (Tabla S4.4.1)

Tabla S4.4.1. Correspondencia de los niveles del Índice Agregado de Biodiversidad (IAB) con su significado.

Clase	IAB	Significado del nivel de IAD
1	0-25	Baja
2	26-50	Moderada
3	51-75	Alta
4	>76	Muy alta

S4.5. Consideración indirecta de costes de gestión, reposición y prevención

Por ser una valoración biofísica, los costes (es decir, incluyendo costes de gestión, prevención y recuperación) no han sido incluidos directamente en el modelo multifactorial del caso de estudio 5.5, sino que aparecen implícitos en la posterior ponderación del modelo. Los costes de gestión están implícitos en las variables 13 y 14 de la pertenencia a la red de Espacios Naturales Protegidos Red Natura 2000 y Espacios Naturales Protegidos y la variable 16 del Índice Agregado de Biodiver-

sidad (IAB). El hecho de pertenecer a un espacio protegido o albergar especies con cierto grado de protección implica llevar asociado una cierta planificación, con el fin de adecuar la gestión de estos espacios a los principios del documento regulador que los administra (e.g. Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad para espacios naturales protegidos; Directiva hábitats y Directiva aves para espacios Red Natura). Esta planificación lleva por lo tanto asociados unos costes de gestión, de manera que una mayor ponderación en aquellos sitios que presenten cierto grado de protección favorece indirectamente una mayor inversión en la gestión. Otros costes, como son los costes de prevención de incendios y de reposición por pérdida de la masa forestal después de un incendio, se incorporan de forma indirecta al ponderar el peligro de incendio. En concreto, los costes de gestión asociados a la prevención ante incendios están incorporados de forma indirecta en la variable I I de vulnerabilidad ante incendio. Una mayor vulnerabilidad se pondera positivamente, lo cual pretende hacer frente a los costes asociados a la prevención y reducir por tanto el peligro de incendios. Además, los costes de reposición se relacionan en un modelo biofísico con la resiliencia (i.e. tiempo que tarda un ecosistema en volver al estado inicial después de un incendio o cualquier otra perturbación como roturación, deslizamiento, etc.). Ecosistemas más resilientes tardan menos tiempo en recuperarse, y por el contrario, ecosistemas menos resilientes tardan mucho más tiempo en recuperarse. El parámetro de resiliencia sería un parámetro biofísico cuya ponderación permite incluir el perjuicio asociado a la captura de carbono que se pierde durante la fase de recuperación por sucesión secundaria. Dado que la baja resiliencia se pondera positivamente, la ponderación considera positivamente los costes de reposición en el caso de una restauración activa ya que la resiliencia en este caso se consigue (o se incrementa) tras un coste derivado de las actuaciones de restauración. La resiliencia de una comunidad forestal es función de la diversidad funcional, la zona climática, tipo de suelo y de las condiciones iniciales de las que parte el sistema.

Igualmente, en casos de estudio concretos los costes de gestión, reposición y prevención pueden ser incorporados a partir de estimaciones monetarias dependiendo del tipo de masa y la localización (i.e. Martínez-Ruiz 2010 para costes relacionados con incendios y datos procedentes de ASEM-FO para costes de gestión, reposición o prevención de otra naturaleza). El uso de datos económicos permitiría realizar un balance coste beneficio para valorar la rentabilidad económica de una acción preventiva o de restauración.



PUBLICACIÓN ELABORADA EN EL MARCO DEL PLAN NACIONAL DE ADAPTACIÓN AL CAMBIO CLIMÁTICO



GOBIERNO
DE ESPAÑA

VICEPRESIDENCIA
CUARTA DEL GOBIERNO

MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO