



# Hacia un seguimiento más completo y armonizado de los daños en los bosques: Aplicación a la defoliación arbórea en España

Patricia Adame<sup>1</sup> , Luis Alonso<sup>2</sup>, Isabel Cañellas<sup>1</sup> , Laura Hernández<sup>1</sup> , María Pasalodos-Tato<sup>3</sup>, Elena Robla<sup>3</sup> , Icíar Alberdi<sup>1</sup>

- (1) Instituto de Ciencias Forestales (ICIFOR). Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA-CSIC). Ctra. de La Coruña, km 7, 5, 28040 Madrid, España.  
(2) Escuela de Ingeniería de Montes, Forestal y del Medio Natural. Universidad Politécnica de Madrid (UPM). C. de José Antonio Novais, 10, 28040 Madrid, España.  
(3) Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). Plaza San Juan de la Cruz, 10 28071 Madrid, España.

\* Autor de correspondencia: P. Adame [[adame.patricia@inia.csic.es](mailto:adame.patricia@inia.csic.es)]

> Recibido el 12 de mayo de 2022 - Aceptado el 19 de octubre de 2022

**Como citar:** Adame, P., Alonso, L., Cañellas, I., Hernández, L., Pasalodos-Tato, M., Robla, E., Alberdi, I. 2022. Hacia un seguimiento más completo y armonizado de los daños en los bosques: Aplicación a la defoliación arbórea en España. *Ecosistemas* 31(3): 2387. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2387>

## Hacia un seguimiento más completo y armonizado de los daños en los bosques: Aplicación a la defoliación arbórea en España

**Resumen:** La defoliación arbórea es uno de los mejores indicadores para evaluar el estado fitosanitario de los bosques. Existen varias redes de parcelas en España que toman esta información: Red Europea de Seguimiento de Daños en Bosques de ICP-Forests, Redes Autonómicas de Seguimiento de Daños, y Red de Seguimiento y Evaluación de Parques Nacionales.

El objetivo de este estudio es el análisis de la dinámica de la defoliación en regiones bioclimáticas, tipos de masas y principales especies de coníferas (*Abies alba*, *Pinus uncinata*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster*, *Pinus pinea*) y frondosas (*Castanea sativa*, *Fagus sylvatica*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus robur*, *Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Quercus faginea* y *Olea europaea*) de la España peninsular y Baleares.

Se armonizó la información de las diferentes redes de daños en una red integrada compuesta por un total de 2858 parcelas con datos adquiridos entre 1986 y 2015. Los resultados muestran un incremento en la defoliación general media (de 12,3% en 1986 a 25,2% en 2015). En coníferas, *Pinus uncinata* (región alpina), *Pinus pinaster* (región atlántica) y *Pinus halepensis* (región mediterránea), mostraron los valores más altos de defoliación en 2015. En frondosas, los valores más elevados se encontraron en *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea*, *Quercus robur* y *Castanea sativa*, tanto en la región mediterránea como en la atlántica.

Se constata la idoneidad de la armonización e integración de las diferentes redes de daños para hacer un seguimiento a largo plazo del estado sanitario de los bosques. Estos resultados ponen de manifiesto la importancia de contar con una red actualizada e integrada de la información de daños en los bosques como herramienta para una gestión que garantice su sostenibilidad a largo plazo.

**Palabras clave:** redes de daños; ICP-Forests; sanidad forestal; armonización; gestión sostenible

## Towards a more comprehensive and harmonised forest health monitoring: Application to three canopy defoliation in Spain

**Abstract:** Tree canopy defoliation is one of the best indicators to assess the phytosanitary status of forests. There are several networks in Spain that collect defoliation data: International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests (ICP-Forests), Regional Damage Monitoring Networks, and National Parks Monitoring and Evaluation Network.

The aim of this study is to analyze the dynamics of canopy defoliation in bioclimatic regions, stands and both conifers (*Abies alba*, *Pinus uncinata*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster* and *Pinus pinea*) and hardwood species (*Castanea sativa*, *Fagus sylvatica*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus robur*, *Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Quercus faginea* and *Olea europaea*) from mainland Spain and the Balearic Islands.

Different damage networks information was harmonised into an integrated network made up of 2858 plots with data between 1986 and 2015. The results show an increase in the average defoliation (12.3% in 1986 to 25.2% in 2015). In conifers species, *Pinus uncinata* (Alpine region), *Pinus pinaster* (Atlantic region) and *Pinus halepensis* (Mediterranean region), showed the highest defoliation values at 2015. In hardwood species, the highest values were found in *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea*, *Quercus robur* and *Castanea sativa*, both in the Mediterranean and Atlantic regions.

The suitability of the harmonisation and integration of the different damage networks for long-term monitoring of forest health is confirmed. These results highlight the significance of having an updated and integrated network of forest damage information as a management tool that guarantees the long-term forest sustainability.

**Keywords:** damage monitoring networks; ICP-Forests; forest health; harmonization; sustainable management

## Introducción

La salud y la vitalidad de los bosques son esenciales para su sostenibilidad. Las perturbaciones abióticas y bióticas pueden provocar importantes pérdidas desde un punto de vista social, económico y ambiental en los ecosistemas. Estas perturbaciones incluyen, entre otros, incendios, plagas y enfermedades, sobreexplotación de productos forestales madereros y no madereros, malas prácticas de recolección, mala gestión, pastoreo incontrolado, especies invasoras, contaminación del aire y eventos climáticos extremos (por ejemplo, sequías, heladas, tormentas e inundaciones). Los efectos adversos de estas perturbaciones pueden afectar al crecimiento y a la supervivencia de los árboles, al rendimiento y a la calidad de los productos maderables y no maderables, al hábitat de la vida silvestre, al uso recreativo y a los valores paisajísticos y culturales (Nelson et al. 2017). Además, el cambio global agrava muchos de estos factores en los bosques al alterar la frecuencia, intensidad y dinámica de algunos de ellos (FAO 2011; IPCC 2022).

La defoliación es un indicador que se define como la desviación de la densidad del follaje de la copa del árbol en comparación con un árbol de referencia con densidad total de follaje. Su objetivo es describir la condición general del follaje de la copa en un momento determinado, generalmente en verano, y que viene determinado por diferentes y en ocasiones concurrentes agentes y procesos (Ferretti et al. 2021). Los ataques de insectos, las condiciones climáticas extremas y las enfermedades fúngicas son los factores más comunes y generalizados asociados con la defoliación de árboles (FOREST EUROPE 2020). Por tanto, la defoliación se ha asociado tradicionalmente a la salud general de los árboles y se usa como indicador de la capacidad de los árboles para sobrevivir y desarrollarse (Tkacz et al. 2013).

Aunque existen críticas respecto a la utilización de la defoliación como indicador de la vitalidad del árbol (Ferretti y Chiarucci 2003; De Marco et al. 2014) se sigue considerando como uno de los mejores criterios para evaluar la condición arbórea (Zierl 2004; Gottardini et al. 2020; Ferretti et al. 2021) y se considera que está asociada a la reducción del crecimiento (Ferretti et al. 2021), la sustancial reducción en la productividad (Clark et al. 2010) e, incluso cambios en composición y distribución de carbono (Schäfer et al. 2010; Stephens et al. 2018). Como cualquier indicador, la defoliación tiene ventajas (bajo coste, facilidad de evaluación, método no destructivo, series de datos disponibles a largo plazo y a gran escala) y desventajas (error del observador, relación incierta con la salud real de los bosques y los árboles) (Gottardini et al. 2020). En las últimas décadas se han publicado varios estudios que ratifican la relación de la disminución del crecimiento de los árboles con la presencia de defoliación (Solberg 1999; Solberg y Tveite 2000; Tallieu et al. 2020; Ferretti et al. 2021; Rohner et al. 2021). En España, De la Cruz et al. (2014) realizaron un estudio de las condiciones climáticas que inducen a la defoliación en las especies forestales más comunes usando las parcelas de la Red Europea ICP-Forests, encontrando los factores más significativos aquellos relacionados con la temperatura y una relevancia limitada de la duración de la sequía.

El Programa Cooperativo Internacional para la Evaluación y Seguimiento de los Efectos de la Contaminación del Aire en los Bosques (ICP Forests, <http://www.icp-forests.org>) ha estado en funcionamiento durante más de tres décadas en Europa y es la única red paneuropea existente que hace un seguimiento del estado de los bosques utilizando indicadores comunes y métodos armonizados para la recolección de datos (Puletti et al. 2019). Las redes de seguimiento a largo plazo del estado de los bosques, como ICP-Forests, suponen herramientas esenciales para estudiar la distribución y la relación espacial entre la salud de los bosques y los factores abióticos y bióticos involucrados en la dinámica de los bosques. Son muchos los estudios que utilizan estos datos para analizar la salud de los bosques en Europa o predecir su evolución

bajo diferentes escenarios de cambio global, entre ellos la revisión del sistema de evaluación de los bosques en Suecia (Wulff et al. 2012), el desarrollo de un modelo para la distribución de insectos xilófagos en España (Duque-Lazo y Navarro-Cerrillo 2017), el análisis histórico de los factores que influyen en la defoliación de los bosques italianos (Bussotti et al. 2018), el estudio del ozono foliar en Francia (Ciriani y Dalstein 2018), el efecto de las variables climáticas y de sitio en la salud de los hayedos en Hungría (Janik et al. 2020) y la respuesta específica según especies a los diferentes estreses bióticos y abióticos (Toigo et al. 2020).

Según la información recogida por ICP-Forests en Europa entre 2010 y 2018, la defoliación aumentó en un 18.9% de las parcelas monitoreadas, disminuyó en el 8.9% y no hubo cambios significativos en el 72.2%. De las principales especies arbóreas, *Quercus robur* L. y *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. (robles mesófilos) y *Quercus ilex* L. han tenido la defoliación media más alta en las últimas dos décadas. Si bien no existe una tendencia clara en la defoliación de *Pinus sylvestris* L., *Picea abies* (L.) H.Karst. y *Fagus sylvatica* L., la defoliación de *Quercus ilex* y *Pinus pinaster* Ait. se ha venido incrementando desde 1992 (FOREST EUROPE 2020).

La Red de Seguimiento Fitosanitario de las Masas Forestales de la Red de Parques Nacionales se inicia en 1986 con metodología análoga a ICP-Forests, y desde entonces su función es la de evaluar la salud de los bosques mediante el seguimiento de indicadores tales como defoliación, decoloración y agentes nocivos. Actualmente se realiza en 13 de los 16 parques nacionales que cuentan con representación de masas forestales (todos salvo Timanfaya, Tablas de Daimiel y Sierra de las Nieves), además de en otras 5 localizaciones dependientes del Organismo Autónomo de Parques Nacionales (OAPN 2016).

Las comunidades autónomas comenzaron a instalar redes propias de seguimiento de daños en el año 2000. Los objetivos de estas redes regionales son variados: información periódica y actualizada del estado fitosanitario del arbolado, vigilancia de las amenazas fitosanitarias de organismos en cuarentena, prevención de enfermedades y plagas, establecimiento de prioridades de actuación, realización de estudios de larga duración, cumplimiento de la normativa europea sobre infraestructuras para la evaluación de los montes, evaluación de indicadores de biodiversidad y sostenibilidad en Espacios Naturales Protegidos y aumentar la precisión de los datos de la Red I de ICP-Forests (Comunidad de Madrid, s. f.; Gobierno de Aragón, s. f.; Gobierno de Castilla-La Mancha, s. f.; Govern de les Illes Balears, s. f.; Junta de Andalucía, s. f.; Junta de Castilla y León, s. f.; Junta de Extremadura, s. f.; Xunta de Galicia, s. f.). La metodología utilizada es similar a la de ICP-Forests, pero empleando mallas de muestreo más densas.

A través del grupo de trabajo de Redes, el Área de Inventario y Estadísticas Forestales, perteneciente al Ministerio de Transición Ecológica y el Reto Demográfico y Centro Focal ICP-Forests, colabora con las Comunidades Autónomas y sus redes autonómicas de seguimiento de daños en bosques. Fruto de esta colaboración, se vio la potencialidad de la integración en una base de datos unificada de las tres redes de daños existentes con el fin de obtener resultados relativos a la sanidad forestal a nivel nacional.

El objetivo de este estudio es el análisis de la evolución de la defoliación en la España peninsular y Baleares, desde 1986 a 2015 según regiones bioclimáticas, tipos de masa y las principales especies arbóreas de coníferas (*Abies alba* Mill., *Pinus uncinata* Ramond ex DC., *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra* Arnold, *Pinus halepensis* Mill., *Pinus pinaster*, *Pinus pinea* L.) y frondosas (*Castanea sativa* Mill., *Fagus sylvatica*, *Quercus pyrenaica* Willd., *Quercus robur*, *Quercus ilex*, *Quercus suber* L., *Quercus faginea* Lam. y *Olea europea* L.). Para ello se ha realizado una base de datos integrada por información perteneciente a las parcelas de ICP-Forests en España, a la Red de Seguimiento Fitosanitario de las Masas Forestales de la Red de Parques Nacionales y a las Redes Regionales de Seguimiento pertenecientes a las Comunidades Autónomas.

## Material y métodos

### Bases de datos

Para este estudio se han empleado los datos disponibles de defoliación a nivel de parcela de tres redes de daños forestales presentes en España para el período 1986-2015 (**Fig. 1** y **Tabla 1**):

- Red de Nivel I perteneciente a la Red Europea de Seguimiento de Daños en los Bosques (ICP-Forests). En España existen 620 parcelas en una red de 16 x 16 km.
- Las Redes Autonómicas de Seguimiento de Daños (RA). Son coordinadas y gestionadas por las comunidades autónomas. Se disponen de 2019 parcelas distribuidas en 9 comunidades autónomas (Andalucía, Aragón, Islas Baleares, Cantabria, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Extremadura, Galicia y Comunidad de Madrid). Se ha comprobado que la variable defoliación sigue la misma definición que la Red de Nivel I de ICP-Forests.
- La Red de Parques Nacionales (RPN). Se lleva midiendo desde 1986 y cuenta con hasta 209 parcelas en 18 localizaciones en una red de 4 x 4 km. La variable defoliación también sigue la misma definición que la Red de Nivel I de ICP-Forests.

### Proceso de armonización y análisis

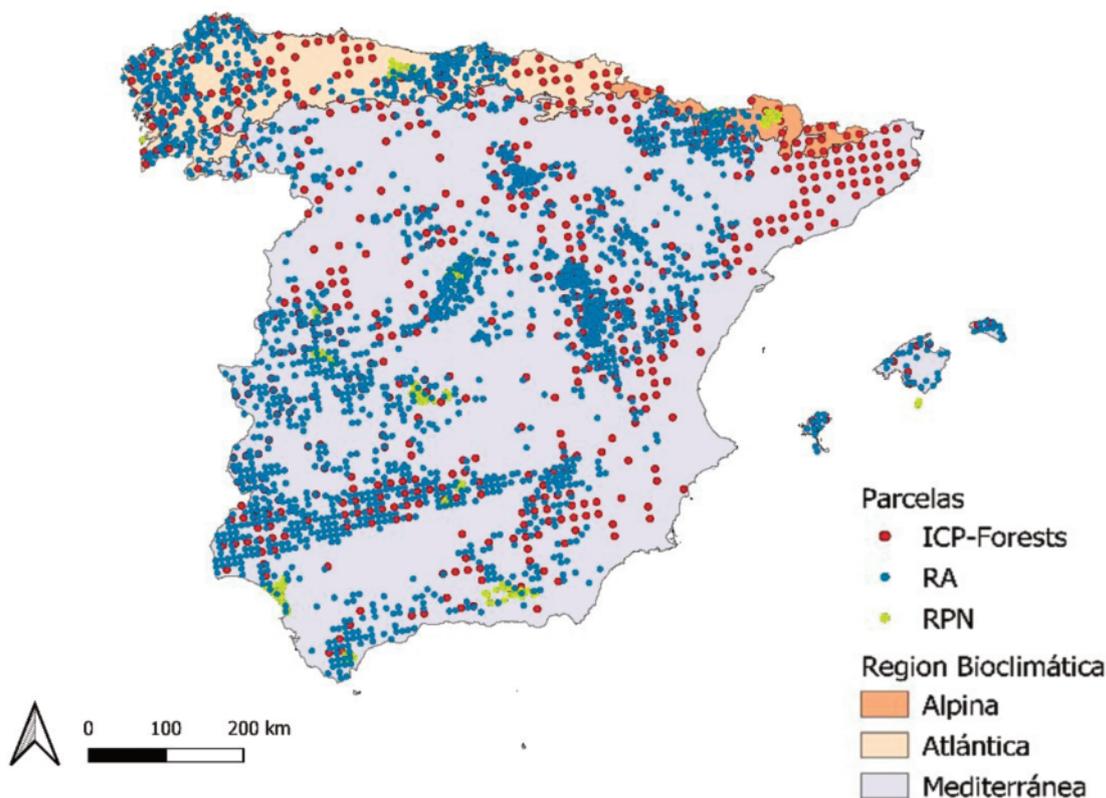
La base de datos integrada está compuesta por un total de 2875 parcelas y 741219 mediciones de defoliación entre 1986 y 2015. En total, la base de datos incluye 93 especies de árboles, destacando *Quercus ilex* y *Pinus sylvestris*, con más de 200 000 y 100 000 registros, respectivamente.

El proceso de armonización de las tres bases de datos incluyó la estandarización de nomenclatura cuando las mismas variables tenían nombres diferentes, la eliminación de datos no coincidentes y el uso de pasarelas para armonizar las variables cuando las categorías o las unidades de clasificación eran diferentes. La estructura adoptada es la misma que la red de ICP-Forests incluyendo tanto datos de parcela como de árbol individual. Estos datos son,

entre otros, la localización de las parcelas, características físicas (ej.: altitud, orientación), la formación arbolada según el Mapa Forestal de España (**MAGRAMA 2006**) más actualizada, la región bioclimática (atlántica ATL, alpina ALP y mediterránea MED), tipo de masa (conífera, frondosa y mixta), identificación taxonómica de los árboles muestreados, y estado sanitario de cada árbol. Se ha utilizado un criterio del 75% para la clasificación de tipo de masa: si un 75% de los árboles corresponde a conífera o frondosa, se clasifica la parcela de ese modo. En el caso de que ninguna llegase al 75%, se clasifica como masa mixta. Este criterio es únicamente un indicador, ya que los árboles muestreados en las parcelas no corresponden a la totalidad de los presentes en la masa y, por tanto, pueden no coincidir con el tipo de masa real de la parcela.

La evaluación de la condición de la copa de los árboles se lleva a cabo según los métodos descritos en el manual de ICP-Forests (**Eichhorn et al. 2020**). Las evaluaciones se realizan anualmente siempre a mediados o finales del verano, entre el final del primer brote de follaje (cuando las hojas y las agujas están completamente desarrollado) y el comienzo de la senescencia otoñal. La información recogida incluye para cada árbol la defoliación (en intervalos del 5%, variando desde 0% a 100%), la decoloración, los agentes patógenos, los síntomas y su localización dentro del árbol, así como la intensidad y antigüedad de los daños. La defoliación viene definida como la pérdida de acículas/hojas en la copa evaluable en comparación con un árbol de referencia local, considerando la copa presente en el momento de la valoración, independientemente de la copa potencial o teórica que haya podido existir en años anteriores.

El análisis de la evolución de la defoliación se ha efectuado a nivel de parcela por regiones bioclimáticas y tipos de masa (**Tabla 2**), calculando los valores máximos y mínimos de defoliación para el período 1986-2015 y una línea de tendencia sobre la que se ha calculado el incremento decenal. A nivel de especie, se ha realizado un estudio de la evolución de la defoliación para cada región bioclimática con suficiente representación (**Tabla 3**).



**Figura 1.** Distribución de las parcelas ICP-Forests, Redes de Comunidades Autónomas (RA) y Red de Parques Nacionales (RPN), según región bioclimática.

**Figure 1.** Distribution of the ICP-Forests, Regional Networks (RA) and National Parks Network (RPN) plots, by bioclimatic region.

**Tabla 1.** Características principales de la base de datos integrada: ICP-Forests, Red de Parques Nacionales (RPN) y Redes de Comunidades Autónomas (RA). ENP: Espacio Natural Protegido.**Table 1.** Main characteristics of the integrated database: ICP-Forests, National Parks Network (RPN) and Regional Networks (RA).

Red	Años de muestreo	Malla (km)	Parcelas	Nº parcelas	
Nivel I (ICP-Forests)	1987-2014	16x16	24 árboles	620	
Parques Nacionales (RPN)	1986-2000, 2002-2015	4x4	24 árboles	217	
Andalucía (Red Seda)	2000-2013	8x8	12-24 árboles en radio de 50m	374	
Aragón	2007-2013, 2015	8x8 4x4 en ENP	24 árboles (12 en masas adhesionadas)	320	
Islas Baleares	2010-2015	8x8	24 árboles	44	
CCAA (RA)	Cantabria	2007-2015	8x8 4x4 en ENP, Eucaliptales, y Pinares de <i>P. Radiata</i>	24 árboles	93
	Castilla-La Mancha	2005, 2007-2015	8x8 4x4 en ENP	24 árboles	316
	Castilla y León	2003, 2005, 2008-2015	8x8 4x4 en ENP	24 árboles	274
	Extremadura	2007-2011	8x8	24 árboles	257
	Galicia	2006-2015	4x4	24 árboles	254
	Comunidad de Madrid	2002-2015	8x8	24 árboles	106

**Tabla 2.** Numero de parcelas por región bioclimática y tipo de masa.**Table 2.** Number of plots by bioclimatic region and forest type.

Clasificación	Número de parcelas
Región bioclimática	
Alpina	95
Atlántica	489
Mediterránea	2274
Tipo de masa	
Conífera	1338
Froncosa	1351
Mixta	169

**Tabla 3.** Especies representativas de cada región bioclimática y número de evaluaciones realizadas a lo largo de la serie 1986-2015.**Table 3.** Main species of each bioclimatic region and number of evaluations carried out between 1986 and 2015.

Región Alpina		Región Atlántica		Región Mediterránea	
Especie	Nº registros	Especie	Nº registros	Especie	Nº registros
<i>Abies alba</i>	2887	<i>Castanea sativa</i>	4692	<i>Fagus sylvatica</i>	2718
<i>Fagus sylvatica</i>	3309	<i>Fagus sylvatica</i>	17 102	<i>Olea europaea</i>	11 990
<i>Pinus sylvestris</i>	12 713	<i>Pinus nigra</i>	1665	<i>Pinus nigra</i>	57 748
<i>Pinus uncinata</i>	12 458	<i>Pinus pinaster</i>	24 038	<i>Pinus halepensis</i>	83 247
<i>Quercus ilex</i>	617	<i>Pinus sylvestris</i>	7581	<i>Pinus pinaster</i>	62 048
		<i>Quercus ilex</i>	742	<i>Pinus pinea</i>	56 802
		<i>Quercus pyrenaica</i>	6374	<i>Pinus sylvestris</i>	74 638
		<i>Quercus robur</i>	13 660	<i>Quercus faginea</i>	20 406
		<i>Quercus faginea</i>	460	<i>Quercus ilex</i>	191 828
		<i>Quercus suber</i>	256	<i>Quercus pyrenaica</i>	33 468
				<i>Quercus suber</i>	33 329
				<i>Quercus robur</i>	986
				<i>Castanea sativa</i>	3457

## Resultados

En el período de estudio (1986-2015), se observa un aumento general de la defoliación en todas las regiones, tipos de masa (conífera/frondosa/mixta) y especies analizadas (Tabla 4). La línea de tendencia general muestra una defoliación media del 12.3% en 1986 y del 25.2% en 2015, lo que supone un aumento decenal de la defoliación del 4.3% (Fig. 2a). Los valores mínimos observados a finales de los 80 no han vuelto a producirse en el resto de la serie.

Por regiones bioclimáticas (Fig. 2b), los valores más bajos de defoliación se producen en la región alpina (23.9% según la línea de tendencia en 2015), seguida de la mediterránea (24.7%) y por último de la atlántica (26.8%). Los valores de defoliación media en 1986 fueron de un 12.3% en la región alpina, un 12.7% en la mediterránea y un 10.9% en la atlántica, por lo que el aumento medio decenal ha sido de un 5.3% un 4% y un 3.9%, respectivamente. Se puede observar picos en la defoliación en las tres regiones bioclimáticas en torno a 1995-1996 y en 2005-2006.

Respecto al tipo de masa (Fig. 2c), la defoliación media para las coníferas según la línea de tendencia en el 2015 es el 24.3% y para las frondosas el 25.8%, partiendo de 12.3% y 10.2% en 1986, respectivamente. Esto supone un 4% de aumento decenal de la defoliación para las coníferas y un 4.7% para las frondosas. En las

masas mixtas, con un número de parcelas muestreadas mucho más bajo, la defoliación dada por la línea de tendencia en 2015 es de 26.2%, con un crecimiento decenal de 4% desde 1986.

### Coníferas

Las coníferas situadas en la región alpina mostraron un valor de defoliación máximo destacado en 1993 (más notable en *Abies alba*), mientras que *Pinus uncinata* y *Pinus sylvestris* también lo tuvieron en 2006 y un mínimo en 2014 (Fig. 3).

En la región atlántica, *Pinus sylvestris* y *Pinus pinaster* mostraron un comportamiento similar en su defoliación, con un incremento sostenido hasta el año 2000, a partir del cual aumentan drásticamente y comienzan un comportamiento más variable. La otra especie abundante en esta región, *Pinus nigra*, presentó una defoliación más errática a lo largo del tiempo, aunque siempre con una tendencia positiva.

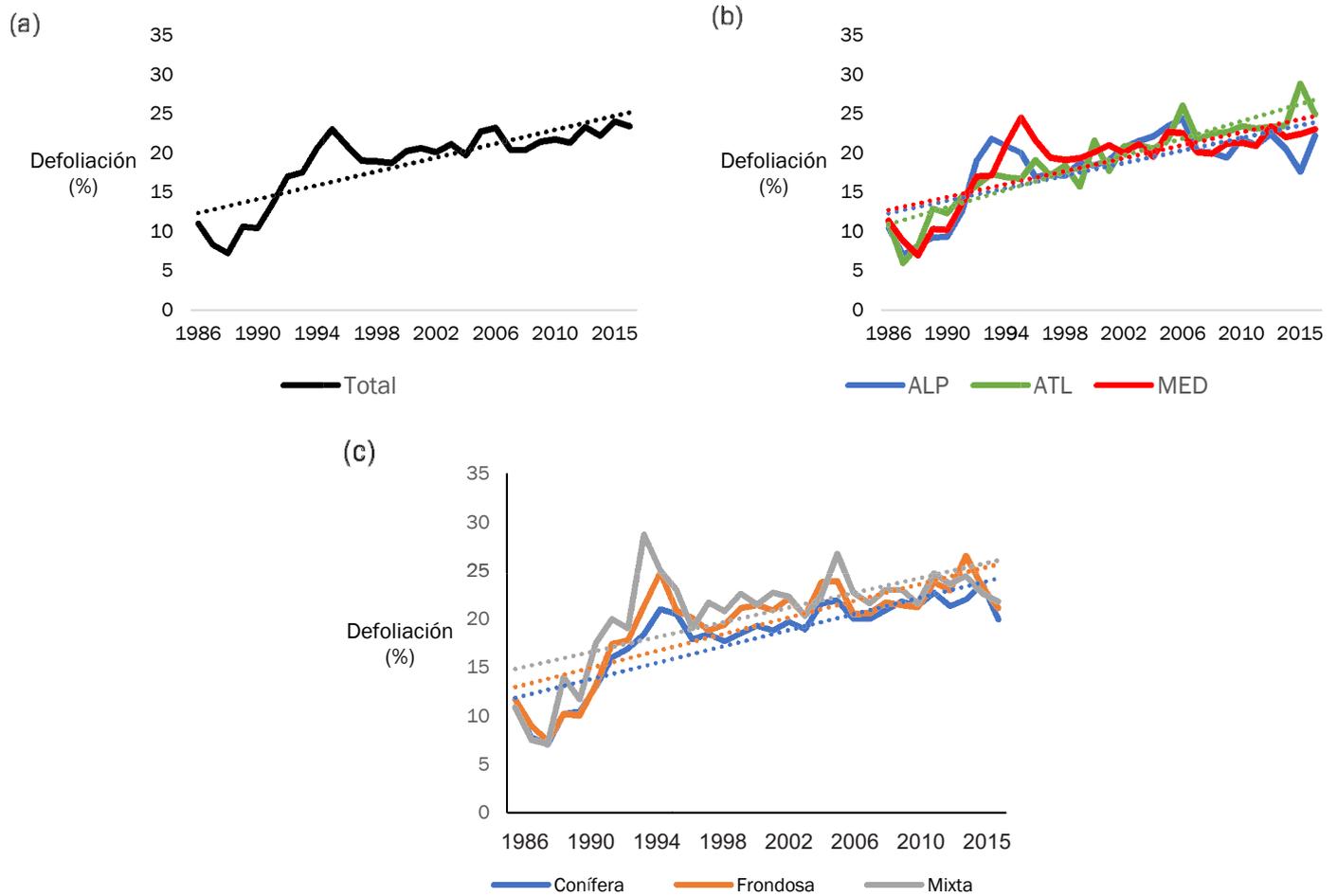
Para la región mediterránea, la defoliación de *Pinus sylvestris* sufrió un aumento progresivo a lo largo de la serie, con un único valor máximo en 1996. En otras especies características de esta región (*Pinus pinea* y *Pinus halepensis*) también se produjo un valor máximo en 1995 y de manera similar, en *Pinus nigra* y *Pinus pinaster*.

Los incrementos decenales y los valores de defoliación al final de la serie para estas especies se incluyen en la Figura 4.

**Tabla 4.** Defoliación media anual (%) por región bioclimática, tipo de masa y total en el periodo 1986-2015.

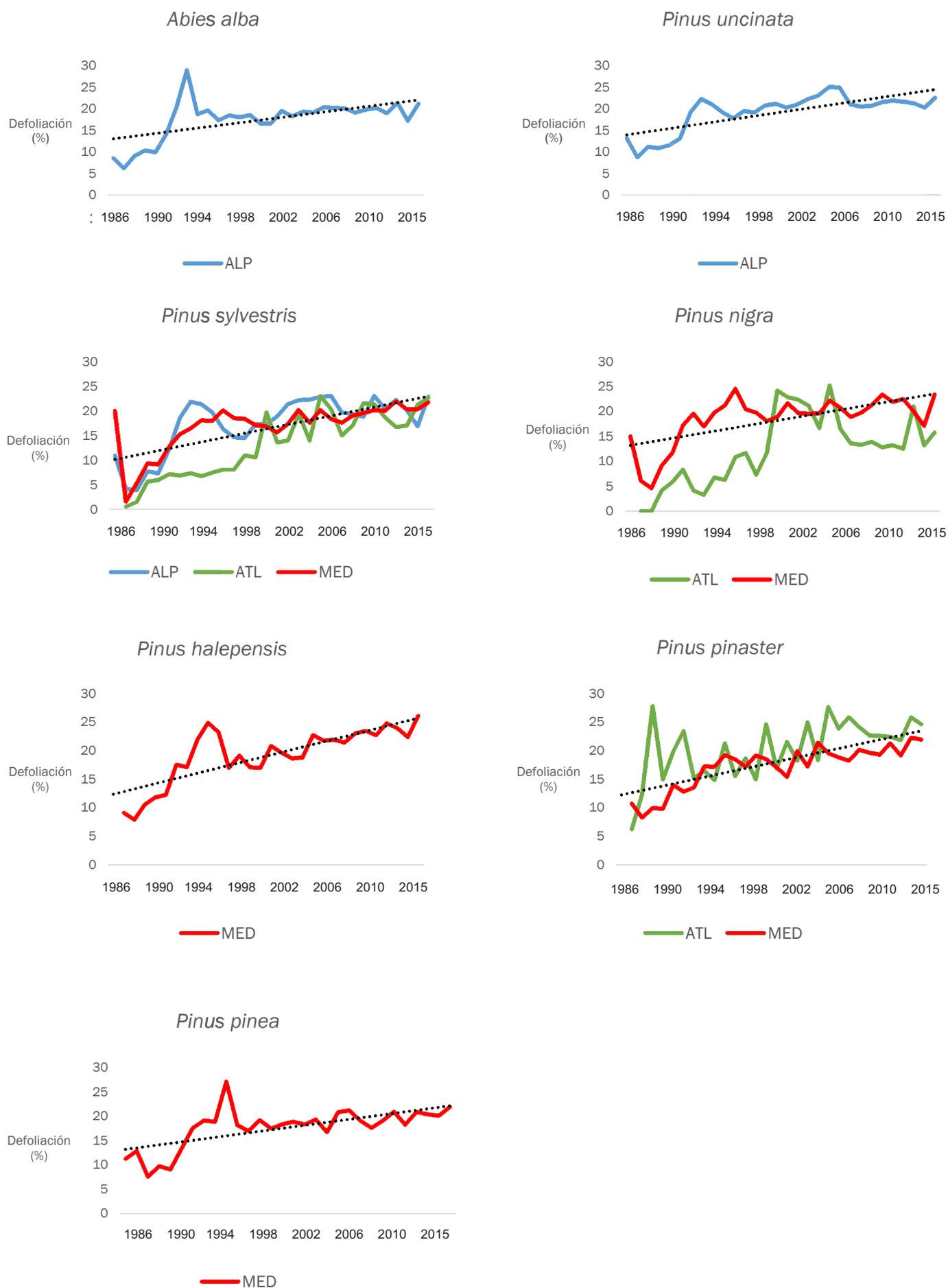
**Table 4.** Average annual defoliation (%) by bioclimatic region, forest type and total in 1986-2015 period.

Año	Region climatica			Tipo de masa			Total (%)
	Alpina (%)	Atlántica (%)	Mediterránea (%)	Conífera (%)	Frondosa (%)	Mixta (%)	
1986	10.5	11.2	11.4	10.9	11.7	10.8	11.0
1987	7.0	5.9	8.8	7.8	9.0	7.5	8.3
1988	8.2	8.2	6.9	7.0	7.4	7.1	7.2
1989	9.2	12.9	10.3	10.2	10.2	14.0	10.6
1990	9.3	12.3	10.2	10.4	10.0	11.7	10.4
1991	12.5	14.5	13.5	13.0	13.2	17.5	13.5
1992	19.0	15.8	17.0	16.0	17.4	20.0	17.0
1993	21.8	17.3	17.1	16.9	17.8	19.0	17.5
1994	20.9	16.9	21.1	18.4	21.3	28.7	20.6
1995	20.0	16.7	24.5	21.0	24.8	25.0	23.0
1996	16.9	19.1	21.6	20.5	20.9	23.0	20.9
1997	17.3	17.1	19.4	17.9	20.1	19.0	19.0
1998	17.1	18.4	19.1	18.4	18.8	21.7	18.9
1999	18.7	15.7	19.3	17.7	19.4	20.8	18.7
2000	18.4	21.6	20.1	18.5	21.1	22.6	20.2
2001	19.1	17.7	21.0	19.3	21.4	21.5	20.6
2002	20.7	20.8	20.0	18.8	20.9	22.7	20.1
2003	21.5	21.0	21.1	19.7	22.1	22.3	21.1
2004	22.1	20.5	19.5	18.9	20.3	20.3	19.7
2005	23.4	21.7	22.7	21.6	23.8	22.4	22.7
2006	24.4	26.0	22.5	21.9	23.9	26.7	23.2
2007	20.2	21.7	20.1	20.0	20.5	22.7	20.4
2008	20.0	22.5	19.9	20.0	20.6	21.6	20.4
2009	19.4	22.6	21.2	20.9	21.7	23.0	21.4
2010	21.8	23.4	21.3	21.8	21.4	23.0	21.7
2011	21.0	23.1	20.9	21.3	21.2	21.6	21.3
2012	22.4	23.3	23.4	22.7	23.8	24.7	23.3
2013	20.5	23.5	22.0	21.3	22.9	23.6	22.2
2014	17.6	28.8	22.4	22.0	26.5	24.4	24.0
2015	22.2	24.9	23.0	23.6	23.3	22.6	23.4
<b>Media (1986-2015)</b>	<b>19.1</b>	<b>22.0</b>	<b>20.4</b>	<b>17.9</b>	<b>19.2</b>	<b>20.4</b>	<b>18.7</b>



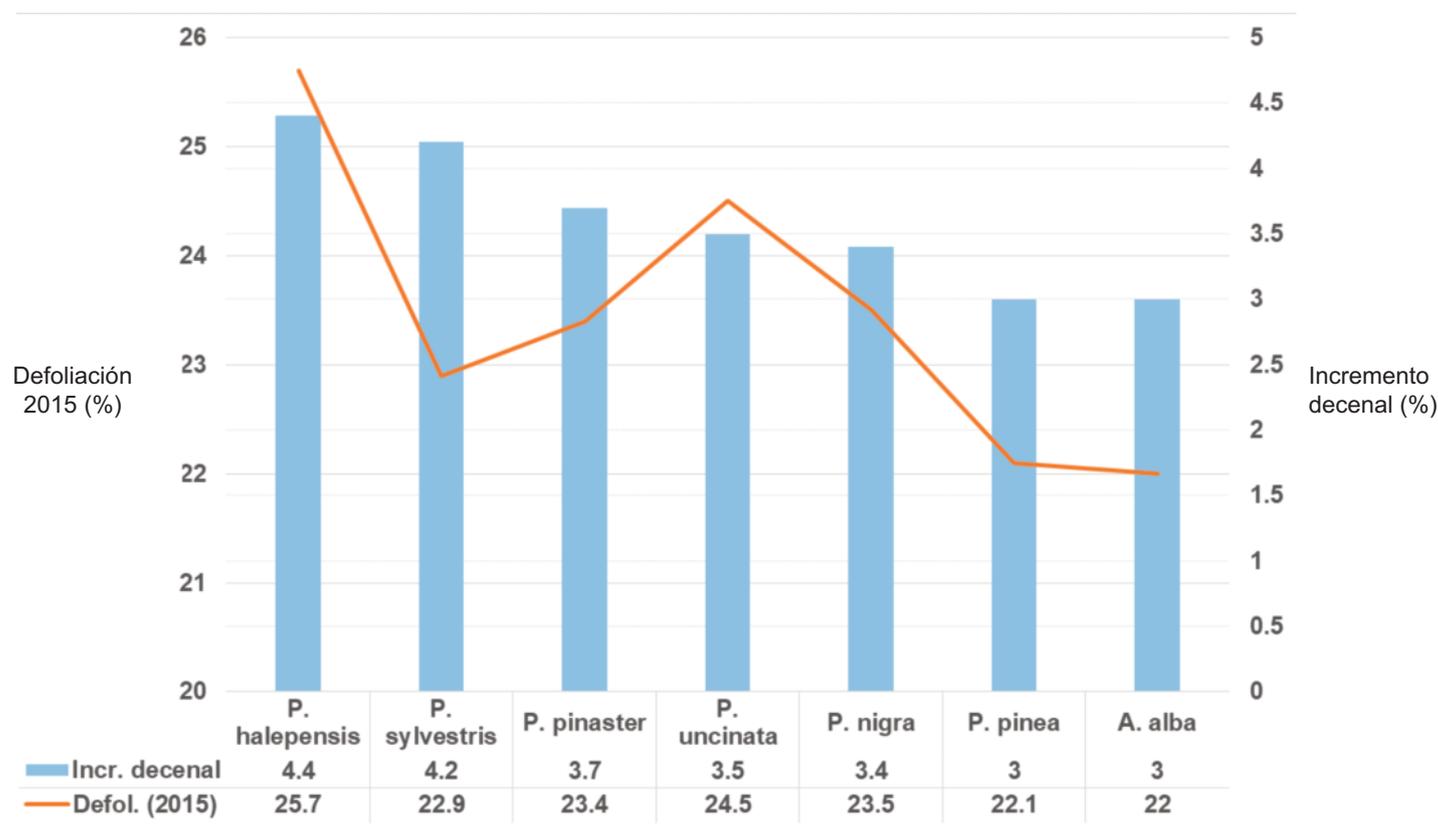
**Figura 2.** Evolución de la defoliación media anual y líneas de tendencia media (en línea discontinua) general (a), según región bioclimática (b) y según tipo de masa (c) para el período 1986-2015. ALP: Alpina, ATL: Atlántica, MED: Mediterránea.

**Figure 2.** Evolution of average annual defoliation and overall average trend lines (dashed lines) (a), by bioclimatic region (b) and by forest type (c) for the period 1986-2015. ALP: Alpine, ATL: Atlantic, MED: Mediterranean.



**Figura 3.** Evolución de la defoliación de las coníferas: *Abies alba*, *Pinus uncinata*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster* y *Pinus pinea* en las regiones en las que están presentes. Línea de tendencia media representada en línea discontinua para cada especie.

**Figure 3.** Evolution of conifers defoliation: *Abies alba*, *Pinus uncinata*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster* and *Pinus pinea* in the regions where they are present. Mean trend line is represented in dashed line for each species.



**Figura 4.** Incremento decenal de la defoliación entre 1986-2015 y defoliación en 2015 de las coníferas.

**Figure 4.** Conifers defoliation in 2015 and increase between 1986 and 2015.

## Fronzosas

Entre las dos frondosas presentes en la región alpina, *Quercus ilex* presentó menos defoliación que *Fagus sylvatica* (Fig. 5). Además, *Quercus ilex* mostró una ligera disminución de la defoliación en esta región hasta el año 2001, cuando comenzó a aumentar progresivamente. Por otro lado, la defoliación en *Fagus sylvatica* se mantuvo bastante estable a lo largo de la serie, con solo dos valores máximos destacables en 1995 y 2006.

Para la región atlántica, la mayoría de las especies tuvieron una tendencia lineal progresiva con valores en torno al 20% (*Quercus robur*, *Fagus sylvatica* y *Castanea sativa*). La especie que mostró una mayor variabilidad fue *Quercus faginea*, con varios valores máximos a lo largo de la serie. *Quercus pyrenaica*, *Quercus ilex* y *Quercus suber* tuvieron valores por debajo del 20% de manera general, salvo los años que se produjeron máximos, que coinciden con los de otras especies.

Por último, en la región mediterránea, *Castanea sativa* fue la especie que mostró los valores más altos de defoliación de entre todas las especies (en 1998 y 2014) con valores cercanos al 80%. *Quercus robur* mostró una gran variación en la serie temporal, al contrario que *Fagus sylvatica* o *Quercus pyrenaica* cuyas series fueron más estables. El valor máximo entre las especies típicas mediterráneas (*Quercus suber*, *Quercus ilex*, *Quercus faginea*) se produjo en 1995.

Los incrementos decenales y los valores de defoliación en 2015 para las frondosas se incluyen en la Figura 6.

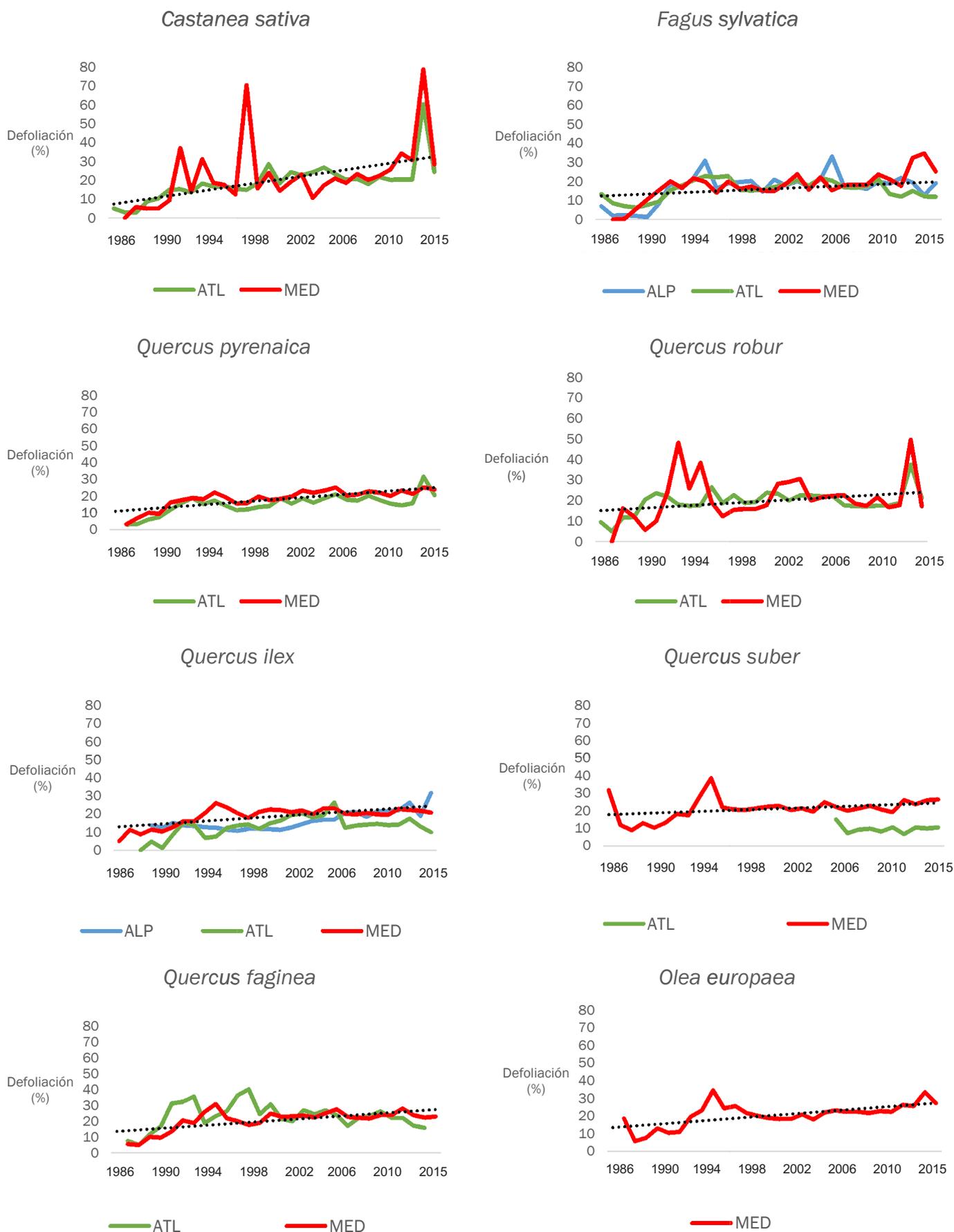
## Discusión

Este estudio ha unificado por primera vez diferentes redes de daños forestales presentes en España, incluyendo las parcelas de la Red Europea de Seguimiento de Daños en Bosques de ICP-Forests, la Red de Seguimiento y Evaluación de la Red de Parques

Nacionales y 9 Redes de Seguimiento de Daños dirigidas por 9 comunidades autónomas. Esta base de datos integrada permite el análisis de las tendencias generales de la defoliación en las principales masas forestales de la España peninsular en los últimos 30 años, desde 1986 a 2015.

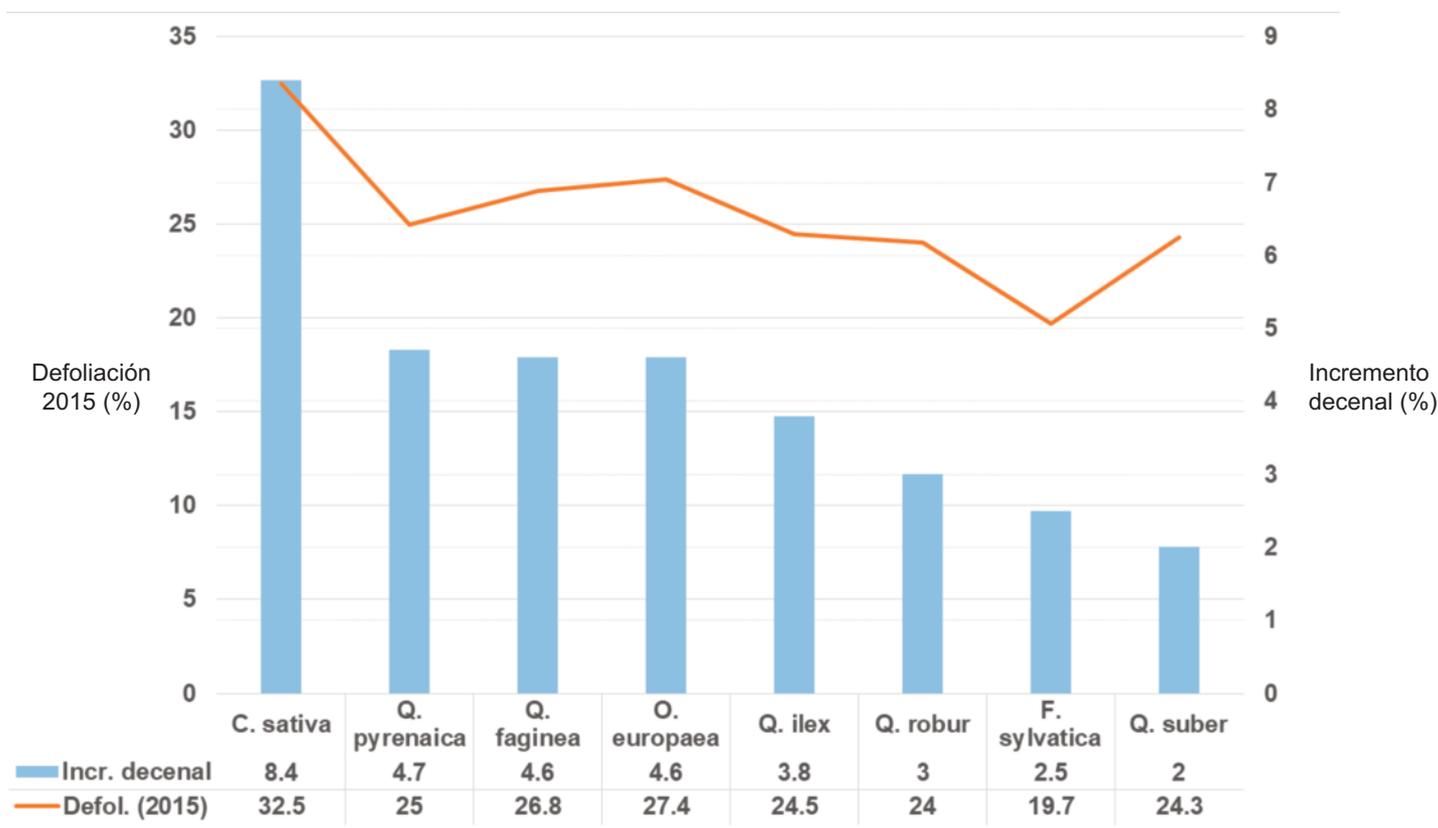
La defoliación de la copa es el resultado de la compleja interacción entre diferentes agentes bióticos y abióticos, que pueden ser más o menos relevantes en función de la especie (Iacopetti et al. 2019; Toïgo et al. 2020). Además, los patógenos forestales pueden ser agentes significativos del cambio de vegetación, incluso en los casos en que el cambio climático sea el principal factor de estrés (De Marco et al. 2014). Factores como la condición sanitaria, la composición de especies, la densidad del rodal y la dimensión del árbol también juegan un papel importante en la probabilidad de que una parcela o árbol sufra defoliación (Rohner et al. 2021). La integración y armonización de las bases de datos de diferentes redes de daños en parcelas espacialmente explícitas donde poder asociar otras variables del medio, permitirá en próximos trabajos el análisis de los factores bióticos y abióticos que afectan al estado sanitario de los bosques en España y su evolución en el tiempo.

La información resultante de la integración de las diferentes bases de datos sobre daños en los bosques en España muestra que la tendencia general de la defoliación es creciente para el período 1986-2015. El valor mínimo en el periodo observado se produce en 1988 (7.2%), y el valor máximo en 2014 (24%), acabando el final de la serie (2015) con un 23.4% de defoliación media. En Europa se puede observar un comportamiento parecido en el período 1992-2015, en el que se observan defoliaciones que varían entre un 19.6% y 31.5% en 2015 para las principales especies y grupos de especies, con una media general de 20.7% (Michel y Seidling 2016). También en Europa se observa un ciclo máximo de defoliación en 2005-2006, que ha sido asociado principalmente a las sequías de 2003 y 2005 (Lorenz y Mues 2007).



**Figura 5.** Evolución de la defoliación de las frondosas: *Castanea sativa*, *Fagus sylvatica*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus robur*, *Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Quercus faginea* y *Olea europaea* en las regiones en las que están presentes. Línea de tendencia media representada en línea discontinua para cada especie.

**Figure 5.** Evolution of hardwoods defoliation: *Castanea sativa*, *Fagus sylvatica*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus robur*, *Quercus ilex*, *Quercus suber*, *Quercus faginea* and *Olea europaea* in the regions where they are present. Mean trend line is represented as a dashed line for each species.



**Figura 6.** Incremento decenal de la defoliación entre 1986-2015 y defoliación en 2015 de las frondosas.

**Figure 6.** Hardwoods defoliation in 2015 and increase between 1986 and 2015.

Las diferencias que se aprecian entre regiones bioclimáticas, con una menor defoliación en la región alpina, seguida de la mediterránea y siendo más alta en la atlántica, refleja la importancia del clima en la incidencia de la defoliación. El aumento de las temperaturas estivales, la reducción de las precipitaciones y el aumento en la frecuencia de sequías severas son los factores que más influyen en la salud de los bosques en Europa y España (de la Cruz et al. 2014; Michel et al. 2021). Así, los datos muestran dos períodos de máxima defoliación en los años 1993-1995 y los años 2005-2006 que coinciden con el registro de años significativamente secos en España (Camarero et al. 2015).

La defoliación media de las coníferas en España, en 2015 y según la línea de tendencia para el periodo de estudio (1986-2015), es del 24.3%, en el caso de las frondosas el 25.8% y en las masas mixtas suben hasta el 26.2%. Los datos de Europa para ese mismo año 2015 mostraron menores porcentajes de defoliación, siendo ligeramente mayor en frondosas (21.3%) que en coníferas (20.2%) (Michel y Seidling 2016). Las tendencias en la defoliación en Europa se calcularon según Sen (1968), cuyos métodos pueden aplicarse en datos con tendencias monótonas y unidireccionales sin necesidad de asumir ninguna distribución particular, siendo también robustos frente a valores atípicos (Sen 1968; Drapela y Drapelova 2011; Curtis y Simpson 2014). Estas diferencias entre la defoliación de los tipos de masas se ha asociado a las diferencias en las características funcionales propias de cada tipo de masa, incluido el tipo de hoja, la fenología del crecimiento de la madera, la anatomía del xilema y cómo almacenan los carbohidratos no estructurales (Wiley y Helliker 2012; Panchen et al. 2014; Sevanto et al. 2014; Berdanier et al. 2016; Foster 2017). Los diferentes factores de estrés, tanto bióticos como abióticos, que pueden darse de forma simultánea o concatenada, actúan de manera compleja e interactiva, con respuestas específicas para cada especie (Toigo et al. 2020).

La tendencia de la defoliación es creciente para el período 1986-2015 de manera general tanto para las especies coníferas

como para especies frondosas, variando entre el 4.4% (*Pinus halepensis*) y el 3% (*Abies alba* y *Pinus pinea*) por década las primeras, y entre el 8.4% (*Castanea sativa*) y el 2.2% (*Quercus suber*) por década las segundas.

Dentro de las coníferas, *Abies alba* muestra los valores más bajos de defoliación en la región alpina; *Pinus nigra* en la atlántica; y *Pinus pinea* en la mediterránea. Por el contrario, *Pinus uncinata* muestra los valores más altos de defoliación en la región alpina; *Pinus pinaster* en la atlántica; y *Pinus halepensis* en la mediterránea. En *Pinus sylvestris*, la especie más ampliamente monitorizada en los bosques europeos (Michel et al. 2021), el gran aumento de la defoliación que se produjo tras las sequías de 1993 y 1995 se redujo moderadamente a partir del año 2000. A lo largo de Europa, es la única especie que mostró una ligera disminución de la defoliación a partir del año 2002 (Fischer et al. 2010), con un ligero incremento en el periodo 2012-2015 (Michel y Seidling 2016). Esta tendencia se observa en las masas de pino silvestre ubicadas en la región alpina de la península ibérica, donde las características climáticas son más similares a las de otras zonas europeas, y donde solo se produjo un aumento de defoliación del 0.45% entre 2000 y 2015. En regiones de clima húmedo como la alpina, un aumento de la temperatura prolonga la temporada de crecimiento y mejora la condición de la vegetación (y la copa) de coníferas situadas en el límite altitudinal superior del bosque (Popa et al. 2017).

Entre las frondosas, *Quercus suber* y *Quercus ilex* muestran los valores más bajos de defoliación, frente a valores más altos de *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea*, *Quercus robur* y *Castanea sativa*. La tendencia en Europa para las frondosas es de un fuerte incremento de la defoliación, llegando hasta un 31.5% en *Quercus coccifera*, *Quercus ilex*, *Quercus rotundifolia* y *Quercus suber* en 2015 (Michel y Seidling 2016), con defoliaciones cercanas al 24% para *Quercus ilex* y *Quercus suber* en España para el mismo año. Este dramático aumento de la defoliación es uno de los indicadores del decaimiento de los robles en el Mediterráneo, que ha sido ob-

jeto de estudio en numerosas publicaciones (Wargo 1996; Thomas et al. 2002; Kabrick et al. 2008; Haavik et al. 2015; Gea-Izquierdo et al. 2021). En el caso concreto de las dehesas en España, las cuales están dominadas por diferentes especies de *Quercus*, la variación en la defoliación y la mortalidad se ha relacionado con la temperatura, la sequía y la materia orgánica del suelo (Sánchez-Cuesta et al. 2021).

En el futuro próximo, las redes de seguimiento de los bosques, que generalmente se basan en un inventario de campo clásico, se pueden beneficiar de la combinación con información proveniente de sistemas de sensores remotos, para así mejorar la resolución tanto espacial como temporal de la evaluación de la vitalidad del dosel arbóreo en las masas forestales (McDowell et al. 2015; Meng et al. 2018; Coops et al. 2020). Las aplicaciones de estos sistemas se han ampliado en poco tiempo gracias a la mejora de la calidad de los datos, de la capacidad de almacenamiento y de las técnicas de análisis (Gómez et al. 2019).

Las plataformas satelitales destacan como las más utilizadas por su observación sistemática global de la superficie terrestre, el catálogo de datos históricos y la alta resolución temporal y espacial de algunos de ellos (Torres et al. 2021). Entre los satélites con sensores multiespectrales más utilizados están Landsat (30m de resolución espacial y revisita cada 16 días desde 1972), Sentinel 2 (10-60m de resolución cada 5 días desde 2014), Worldview (3-5m de resolución cada 24 horas desde 2007) y RapidEye (5m de resolución cada 6 días en el periodo 2008-2020). Equipados con sensores hiperespectrales, se encuentran MODIS (250-1000m de resolución cada 1-2 días desde 1999) y más recientemente PRISMA (30m de resolución cada 29 días desde 2019).

Las plataformas terrestres y aerotransportadas tienen diferentes características que las satelitales en cuanto a la cobertura espacial y temporal. Los aeronaves son más versátiles ya que pueden albergar diferentes sensores, obtener resoluciones espaciales muy altas, sobrevolar zonas de difícil acceso y tienen un coste relativamente bajo, pero están limitadas por las condiciones climáticas, las regulaciones de vuelo, la carga útil y la autonomía (Salamí et al. 2014; Pajares 2015). Las plataformas terrestres, por otro lado, tienen algunas limitaciones de accesibilidad y bajo potencial para cubrir grandes áreas (Torres et al. 2021).

En España, el Plan Nacional de Observación del Territorio (PNOT) (Arozarena et al. 2008) que coordina la adquisición y el intercambio de información geográfica nacional, engloba SIOSE (Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo en España), PNT (Plan Nacional de Teledetección), y PNOA (Plan Nacional de Ortofotografía Aérea). PNOT suministra datos que cubren todo el país, incluida la ortofotografía multiespectral aérea fechado cada 3 años (<http://pnoa.ign.es/>) y cobertura LiDAR prevista para ser actualizada cada 6 años (Gómez et al. 2019).

## Conclusiones

Esta base de datos unificada ha permitido explorar la defoliación, uno de los indicadores más relevantes sobre la vitalidad de los bosques, a través de las tres regiones bioclimáticas, en los diferentes tipos de masa y en las principales especies de coníferas y frondosas en España en el periodo 1986-2015. Tanto los resultados como la fuente de información integrada, que incluye por primera vez los datos de la Red Europea de Seguimiento de Daños en Bosques de ICP-Forests, Red de Seguimiento y Evaluación de Parques Nacionales y Redes Autonómicas de Seguimiento de Daños, con un total de 2875 parcelas y 741 219 mediciones de defoliación, proporcionan una potencial herramienta que puede ser de gran interés para la futura planificación y gestión forestal sostenible a largo plazo,

Según los datos recopilados, la defoliación en España es mayor que la media europea en 2015, con un valor de 23.4% frente a un 20.7% en las parcelas de ICP-Forests europeas. El aumento medio ha sido de un 4.3% decenal, siendo mayor en la región atlántica (5.3%), seguido de la mediterránea (4%) y menor en la alpina

(3.9%). Se pueden observar dos periodos de máxima defoliación en los años 1993-1995 y los años 2005-2006, coincidiendo con el registro de años significativamente secos, dependiendo de la especie. Respecto a los tipos de masa, las frondosas han aumentado un 4.7% decenal, mientras que las masas mixtas y las coníferas han tenido un incremento del 4% decenal.

## Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado con la financiación del proyecto PID2020-119204RB-C21 "Conservación vs gestión: Seguimiento y evaluación de la provisión de servicios ecosistémicos de las masas forestales en gradientes de gestión" del Ministerio de Ciencia e Innovación, el proyecto PID2019-110273RB-I00 "Dinámica forestal y vulnerabilidad ante el cambio global: factores y mecanismos a diferentes escalas espaciales y temporales" del Ministerio de Ciencia e Innovación, y la Encomienda de Gestión EG17-042 "Apoyo científico a la generación de información forestal" del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Agradecer al Organismo Autónomo de Parques Nacionales y a las comunidades autónomas (Andalucía, Aragón, Islas Baleares, Cantabria, Castilla-La Mancha, Castilla y León, Extremadura, Galicia y Comunidad de Madrid) la cesión de los datos sin los cuales no hubiera sido posible este estudio. Por último, una mención especial a Alfonso San Miguel, perteneciente a la Universidad Politécnica de Madrid.

## Contribución de los autores

Patricia Adame: Investigación, Conceptualización, Metodología, Supervisión, Redacción– Revisión y edición. Luis Alonso: Curaduría de datos, Análisis formal, Redacción – borrador inicial. Isabel Cañellas: Adquisición de fondos, Redacción – Revisión. Laura Hernández: Redacción – Revisión. María Pasalodos-Tato: Redacción – Revisión. Elena Robla: Redacción – Revisión. Iciar Alberdi: Conceptualización, Metodología, Supervisión, Redacción– Revisión.

## Referencias

- Arozarena, A., García-Asensio, L., Villa, G., Doménech, E. 2008. Plan Nacional de Observación del Territorio en España. Conama, Madrid, España.
- Berdanier, A.B., Miniat, C.F., Clark, J.S. 2016. Predictive models for radial sap flux variation in coniferous, diffuse-porous and ring-porous temperate trees. *Tree Physiology* 36: 932-941.
- Bussotti, F., Feducci, M., Iacopetti, G., Maggino, F., Pollastrini, M., Selvi, F. 2018. Linking forest diversity and tree health: preliminary insights from a large-scale survey in Italy. *Forest Ecosystems* 5: 12.
- Camarero, J.J., Gazol, A., Sangüesa-Barreda, G., Oliva, J., Vicente-Serrano, S.M. 2015. To die or not to die: early warnings of tree dieback in response to a severe drought Gibson, D. (ed.). *Journal of Ecology* 103: 44-57.
- Ciriani, M.L., Dalstein, L. 2018. Forest Health Monitoring Highlights Progress in Forest Deterioration in France. *Water, Air, and Soil Pollution* 229: 311.
- Clark, K.L., Skowronski, N., Hom, J. 2010. Invasive insects impact forest carbon dynamics. *Global Change Biology* 16: 88-101.
- Comunidad de Madrid. Red de Seguimiento de la Evolución Sanitaria de las Masas Forestales de la Comunidad de Madrid (Red SESMAF). Recurso en línea [Accedido 28 de septiembre de 2022]. Disponible en: <https://www.comunidad.madrid/servicios/medio-rural/sanidad-forestal>
- Coops, N.C., Shang, C., Wulder, M.A., White, J.C., Hermosilla, T. 2020. Change in forest condition: Characterizing non-stand replacing disturbances using time series satellite imagery. *Forest Ecology and Management* 474: 118370.
- Curtis, C.J., Simpson, G.L. 2014. Trends in bulk deposition of acidity in the UK, 1988-2007, assessed using additive models. *Ecological Indicators* 37: 274-286.
- de la Cruz, A.C., Gil, P.M., Fernández-Cancio, Á., Minaya, M., Navarro-Cerrillo, R.M., Sánchez-Salguero, R., Grau, J.M. 2014. Defoliation triggered by climate induced effects in Spanish ICP Forests monitoring plots. *Forest Ecology and Management* 331: 245-255.

- De Marco, A., Proietti, C., Cionni, I., Fischer, R., Screpanti, A., Vitale, M. 2014. Future impacts of nitrogen deposition and climate change scenarios on forest crown defoliation. *Environmental Pollution* 194: 171-180.
- Drapela, K., Drapelova, I. 2011. Application of Mann-Kendall test and the Sen's slope estimates for trend detection in deposition data from Bily Kriz (Beskydy Mts., the Czech Republic) 1997–2010. *Beskydy* 4: 133-146.
- Duque-Lazo, J., Navarro-Cerrillo, R.M. 2017. What to save, the host or the pest? The spatial distribution of xylophage insects within the Mediterranean oak woodlands of Southwestern Spain. *Forest Ecology and Management* 392: 90-104.
- Eichhorn, J., Roskams, P., Potočić, N., Timmermann, V., Ferretti, M., Mues, V., Szepesi, A., et al. 2020. Part IV: Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents. En *UNECE ICP Forests Programme Coordinating Centre (ed.). Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*, pp. 50. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Alemania.
- FAO 2011. *Abiotic Disturbances and Their Influence on Forests Health. Working Paper FBS/35E* FAO. Forest Assessment, Management and Conservation Division, Forestry Department. FAO, Roma, Italia.
- Ferretti, M., Chiarucci, A. 2003. Design concepts adopted in long-term forest monitoring programs in Europe - Problems for the future? *Science of the Total Environment* 310: 171-178.
- Ferretti, M., Bacaro, G., Brunialti, G., Calderisi, M., Croisé, L., Frati, L., Nicolas, M. 2021. Tree canopy defoliation can reveal growth decline in mid-latitude temperate forests. *Ecological Indicators* 127: 107749.
- Fischer, R., Lorenz, M., Köhl, M., Mues, V., Granke, O., Iost, S., Dobben, H. Van, et al. 2010. *Forest Condition in Europe. 2010 Technical Report of ICP Forests*. Work Report of the Institute for World Forestry 2010/1. ICP Forests, Hamburgo, Alemania. 175 pp.
- FOREST EUROPE 2020. State of Europe's Forests 2020. Disponible en: [https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2016/08/SoEF\\_2020.pdf](https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2016/08/SoEF_2020.pdf)
- Foster, J.R. 2017. Xylem traits, leaf longevity and growth phenology predict growth and mortality response to defoliation in northern temperate forests. *Tree Physiology* 37: 1151-1165.
- Gea-Izquierdo, G., Natalini, F., Cardillo, E. 2021. Holm oak death is accelerated but not sudden and expresses drought legacies. *Science of The Total Environment* 754: 141793.
- Gobierno de Aragón. Red de evaluación fitosanitaria en las masas forestales de Aragón. Recurso en línea [Accedido 28 de septiembre de 2022]. Disponible en: <https://www.aragon.es/-red-de-evaluacion-fitosanitaria-en-las-masas-forestales-de-aragon>
- Gobierno de Castilla-La Mancha. Red de seguimiento de daños en las masas forestales de Castilla-La Mancha. Recurso en línea [Accedido 28 de septiembre de 2022]. Disponible en: <https://www.castillalamancha.es/gobierno/desarrollosostenible/estructura/dgapfyen/actuaciones/red-de-seguimiento-de-daños-en-las-masas-forestales-de-castilla-la-mancha>
- Gómez, C., Alejandro, P., Hermosilla, T., Montes, F., Pascual, C., Ruiz, L.A., Álvarez-Taboada, F., et al. 2019. Remote sensing for the Spanish forests in the 21st century: a review of advances, needs, and opportunities. *Forest Systems* 28: eR001.
- Gottardini, E., Cristofolini, F., Cristofori, A., Pollastrini, M., Camin, F., Ferretti, M. 2020. A multi-proxy approach reveals common and species-specific features associated with tree defoliation in broadleaved species. *Forest Ecology and Management* 467: 118151.
- Govern of les Illes Balears. *Red de Seguimiento de Daños Forestales en las Illes Balears*. Recurso en línea [Accedido 28 de septiembre de 2022]. Disponible en: [https://www.caib.es/sites/sanitatforestal/es/descripcion\\_y\\_objetivos-15797/](https://www.caib.es/sites/sanitatforestal/es/descripcion_y_objetivos-15797/)
- Haavik, L.J., Billings, S.A., Guldin, J.M., Stephen, F.M. 2015. Emergent insects, pathogens and drought shape changing patterns in oak decline in North America and Europe. *Forest Ecology and Management* 354: 190-205.
- Iacopetti, G., Bussotti, F., Selvi, F., Maggino, F., Pollastrini, M. 2019. Forest ecological heterogeneity determines contrasting relationships between crown defoliation and tree diversity. *Forest Ecology and Management* 448: 321-329.
- IPCC 2022. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido and New York, NY, Estados Unidos, 3056 pp., doi:10.1017/9781009325844. Disponible en <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>
- Janik, G., Pödör, Z., Koltay, A., Hirka, A., Juhász, J., Kovács, G., Csóka, G. 2020. Effects of Meteorological and Site Parameters on the Health Status of Beech (*Fagus sylvatica* L.) Forests in Hungary. *Acta Silvatica et Lignaria Hungarica* 16: 67-78.
- Junta de Andalucía. *Red de equilibrios ecológicos en Andalucía*. Recurso en línea [Accedido 28 de septiembre de 2022]. Disponible en: <https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/areas-tematicas/medio-forestal/sanidad-forestal/seca-y-decaimiento-forestal/estrategias-contra-la-seca-andalucia/red-equilibrios-biologicos-andalucia>
- Junta de Castilla y Leon. *Red de seguimiento de daños*. Recurso en línea [Accedido 28 de septiembre de 2022]. Disponible en: <https://medioambiente.jcyl.es/web/es/medio-natural/redes-seguimiento-danos-bosques.html>
- Junta de Extremadura. *Red de Sanidad Forestal de Extremadura*. Recurso en línea [Accedido 28 de septiembre de 2022]. Disponible en: [http://extremambiente.juntaex.es/index.php?option=com\\_content&view=article&id=1301&Itemid=498](http://extremambiente.juntaex.es/index.php?option=com_content&view=article&id=1301&Itemid=498)
- Kabrick, J.M., Dey, D.C., Jensen, R.G., Wallendorf, M. 2008. The role of environmental factors in oak decline and mortality in the Ozark Highlands. *Forest Ecology and Management* 255: 1409-1417.
- Lorenz, M., Mues, V. 2007. Forest Health Status in Europe. *The Scientific World JOURNAL* 7: 22-27.
- MAGRAMA 2006. *Mapa Forestal de España 1:50.000* (MFE50). Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (antes Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente), Madrid, España. Disponible en: [https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/mapa-forestal-espana/mfe\\_50.aspx](https://www.miteco.gob.es/es/biodiversidad/temas/inventarios-nacionales/mapa-forestal-espana/mfe_50.aspx)
- McDowell, N.G., Coops, N.C., Beck, P.S.A., Chambers, J.Q., Gangodagamage, C., Hicke, J.A., Huang, C., et al. 2015. Global satellite monitoring of climate-induced vegetation disturbances. *Trends in Plant Science* 20: 114-123.
- Meng, R., Dennison, P.E., Zhao, F., Shendryk, I., Rickert, A., Hanavan, R.P., Cook, B.D., et al. 2018. Mapping canopy defoliation by herbivorous insects at the individual tree level using bi-temporal airborne imaging spectroscopy and LiDAR measurements. *Remote Sensing of Environment* 215: 170-183.
- Michel, A., Seidling, W. 2016. *Forest Condition in Europe: 2016 Technical Report of ICP Forests. Report under the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution (CLRTAP)*. BFW Dokumentation 23/2016. BFW Austrian Research Centre for Forests. Viena, Austria.
- Michel, A., Kirchner, T., Prescher, A.-K., Schwärzel, K. 2021. *Forest Condition in Europe: The 2021 Assessment. ICP Forests Technical Report under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (Air Convention)*. Thünen Institute. Eberswalde, Alemania. <https://doi.org/10.3220/ICPTR1624952851000>
- Nelson, R., Margolis, H., Montesano, P., Sun, G., Cook, B., Corp, L., Andersen, H.E., et al. 2017. Lidar-based estimates of aboveground biomass in the continental US and Mexico using ground, airborne, and satellite observations. *Remote Sensing of Environment* 188: 127-140.
- OAPN 2016. *Seguimiento del estado fitosanitario de las masas forestales en la Red de Parques Nacionales*. Organismo Autónomo Parques Nacionales (MITECO), Madrid, España. Disponible en: [https://www.miteco.gob.es/es/red-parques-nacionales/plan-seguimiento-evaluacion/seguimiento-ecologico/informe-fitosanitario-2016\\_tcm30-433973.pdf](https://www.miteco.gob.es/es/red-parques-nacionales/plan-seguimiento-evaluacion/seguimiento-ecologico/informe-fitosanitario-2016_tcm30-433973.pdf)
- Pajares, G. 2015. Overview and Current Status of Remote Sensing Applications Based on Unmanned Aerial Vehicles (UAVs). *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 81: 281-330.
- Panchen, Z.A., Primack, R.B., Nordt, B., Ellwood, E.R., Stevens, A.D., Renner, S.S., Willis, C.G., et al. 2014. Leaf out times of temperate woody plants are related to phylogeny, deciduousness, growth habit and wood anatomy. *New Phytologist* 203: 1208-1219.
- Popa, I., Badea, O., Silaghi, D. 2017. Influence of climate on tree health evaluated by defoliation in the ICP level I network (Romania). *IForest* 10: 554-560.
- Puletti, N., Canullo, R., Mattioli, W., Gawryś, R., Corona, P., Czerepko, J. 2019. A dataset of forest volume deadwood estimates for Europe. *Annals of Forest Science* 76: 1-8.

- Rohner, B., Kumar, S., Liechti, K., Gessler, A., Ferretti, M. 2021. Tree vitality indicators revealed a rapid response of beech forests to the 2018 drought. *Ecological Indicators* 120: 106903.
- Salamí, E., Barrado, C., Pastor, E. 2014. UAV Flight Experiments Applied to the Remote Sensing of Vegetated Areas. *Remote Sensing* 6: 11051-11081.
- Sánchez-Cuesta, R., Ruiz-Gómez, F.J., Duque-Lazo, J., González-Moreno, P., Navarro-Cerrillo, R.M. 2021. The environmental drivers influencing spatio-temporal dynamics of oak defoliation and mortality in dehesas of Southern Spain. *Forest Ecology and Management* v485: 118946.
- Schäfer, K.V.R., Clark, K.L., Skowronski, N., Hamerlynck, E.P. 2010. Impact of insect defoliation on forest carbon balance as assessed with a canopy assimilation model. *Global Change Biology* 16: 546-560.
- Sen, P.K. 1968. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. *Journal of the American Statistical Association* 63: 1379-1389.
- Sevanto, S., Mcdowell, N.G., Dickman, L.T., Pangle, R., Pockman, W.T. 2014. How do trees die? A test of the hydraulic failure and carbon starvation hypotheses. *Plant, Cell and Environment* 37: 153-61.
- Solberg, S. 1999. Crown Condition and Growth Relationships within Stands of *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 14: 320-327.
- Solberg, S., Tveite, B. 2000. Crown density and growth relationships between stands of *picea abies* in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 87-96.
- Stephens, J.J., Black, T.A., Jassal, R.S., Nestic, Z., Grant, N.J., Barr, A.G., Helgason, W.D., et al. 2018. Effects of forest tent caterpillar defoliation on carbon and water fluxes in a boreal aspen stand. *Agricultural and Forest Meteorology* 253-254: 176-189.
- Tallieu, C., Badeau, V., Allard, D., Nageleisen, L.-M., Bréda, N. 2020. Year-to-year crown condition poorly contributes to ring width variations of beech trees in French ICP level I network. *Forest Ecology and Management* 465: 118071.
- Thomas, F.M., Blank, R., Hartmann, G. 2002. Abiotic and biotic factors and their interactions as causes of oak decline in Central Europe. *Forest Pathology* 32: 277-307.
- Tkacz, B., Riitters, K., Percy, K.E. 2013. Forest monitoring methods in the United States and Canada: An overview. En: Ferretti, Marco; Fischer, Richard, (eds.), *Developments in Environmental Science* 12:49-73.
- Toïgo, M., Nicolas, M., Jonard, M., Croisé, L., Nageleisen, L.M., Jactel, H. 2020. Temporal trends in tree defoliation and response to multiple biotic and abiotic stresses. *Forest Ecology and Management* 477: 118476.
- Torres, P., Rodes-Blanco, M., Viana-Soto, A., Nieto, H., García, M. 2021. The Role of Remote Sensing for the Assessment and Monitoring of Forest Health: A Systematic Evidence Synthesis. *Forests* 12: 1134.
- Wargo, P.M. 1996. Consequences of environmental stress on oak: predisposition to pathogens. *Annales des Sciences Forestières* 53: 359-368.
- Wiley, E., Helliker, B. 2012. A re-evaluation of carbon storage in trees lends greater support for carbon limitation to growth. *New Phytologist* 195: 285-289.
- Wulff, S., Lindelöw, Å., Lundin, L., Hansson, P., Axelsson, A.L., Barklund, P., Wijk, S., et al. 2012. Adapting forest health assessments to changing perspectives on threats - A case example from Sweden. *Environmental Monitoring and Assessment* 184: 2453-2464.
- Xunta de Galicia. Sanidad forestal. Recurso en línea [Accedido 28 de septiembre de 2022]. Disponible en: <https://mediorural.xunta.gal/es/temas/forestal/sanidad-forestal>
- Zierl, B. 2004. A simulation study to analyse the relations between crown condition and drought in Switzerland. *Forest Ecology and Management* 188: 25-38.