



2022
Lleida

27 · 1
junio · juny
juliol · juliol

Cataluña
Catalunya

8º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

La **Ciencia forestal** y su contribución a
los **Objetivos de Desarrollo Sostenible**

8CFE

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cataluña | Catalunya · 27 junio | juny - 1 julio | juliol 2022

ISBN 978-84-941695-6-4

© Sociedad Española de Ciencias Forestales



Organiza

Patrones espaciales de mortalidad y daños en bosques ibéricos

REBOLLO OROZCO, P.^{1,2}, MORENO-FERNANDEZ, D.¹, CRUZ-ALONSO V.³, ZAVALA M.A., GAZOL A.⁴ y RUIZ-BENITO, P.^{1,5}

¹ Grupo de Ecología y Restauración Forestal, Departamento Ciencias de la Vida. Facultad de Ciencias. Universidad de Alcalá Campus Universitario. Ctra. Madrid-Barcelona, Km. 33,600, 28805, Alcalá de Henares, España.

² Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución, UD Ecología. Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España.

³ Department of Landscape Architecture. Harvard University. 42-48 Quincy St, Cambridge, MA 02138.

⁴ Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC), Zaragoza, España.

⁵ Grupo de Investigación en Teledetección Espacial, Departamento de Geología, Geografía y Medio Ambiente, Universidad de Alcalá, C/ Colegios 2, 28801, Alcalá de Henares, España.

Resumen

El aumento de las temperaturas y de la intensidad y la frecuencia de las perturbaciones puede interaccionar con la competencia provocando daños e incluso eventos de mortalidad en los bosques. Se está observando un aumento en la magnitud y la frecuencia de los daños y la mortalidad desde escalas locales a regionales, que puede alterar la dinámica y la composición de especies. Sin embargo, nuestro conocimiento de la escala espacial en los que eventos de daños y mortalidad ocurren por diferentes factores es limitado. En este trabajo, evaluamos los patrones de la mortalidad y los daños forestales en bosques de la península Ibérica usando datos del tercer Inventario Forestal Nacional para estudiar cuales son los principales tipos de daños y la escala espacial del daño y la mortalidad. Los resultados obtenidos indican que los daños ocurren de una manera más generalizada que la mortalidad, sugiriendo que en ocasiones múltiples causas pueden estar afectando a los individuos (p. ej. dominancia, sequía y plagas). Encontramos, además, autocorrelación espacial positiva en los patrones de daños bajo, medio y alto en distancias menores de 10 km, sugiriendo que los daños y la mortalidad arbórea muestran patrones agregados espacialmente.

Palabras clave

Autocorrelación espacial, Inventario Forestal Nacional, mortalidad, daño absoluto y relativo, perturbación, angiospermas, gimnospermas, agentes de daño.

1. Introducción

Los ecosistemas forestales son clave, ya que brindan múltiples servicios ecosistémicos como la producción de madera o los usos recreativos (GAMFELDT et al. 2013; DÍAZ et al. 2018). La superficie forestal representa aproximadamente el 30% de la superficie total del planeta (FAO 2015), pero en las últimas décadas los bosques se están enfrentando a un cambio en el régimen de perturbaciones bióticas (plagas, enfermedades) y abióticas (incendios forestales, aumento de las temperaturas medias o incremento de los eventos climáticos extremos) (KAUTZ et al. 2017) que pueden llegar a modular procesos de regeneración, reemplazamiento de especies o acumulación de biomasa (OLIVER & LARSON 1996; MARTÍN-BENITO et al. 2020). El abandono de la gestión forestal en España y los nuevos regímenes de perturbaciones están dando lugar a un rango de respuestas tales como aumentos en la mortalidad (GAZOL et al. 2017), alteraciones en la fenología (YUAN et al. 2020, ANDEREGG et al. 2020) o decaimiento (ANDERSON et al. 2018, MORENO-FERNÁNDEZ et al. 2021). Los cambios en el régimen de perturbaciones están alterando las dinámicas de estos bosques (TURNER, 2010; RUIZ-BENITO et al. 2017), pudiendo tener consecuencias en la provisión de servicios ecosistémicos (VAN DER PLAS et al. 2016).

Los eventos climáticos extremos y las perturbaciones pueden afectar a los ecosistemas forestales a distintas escalas espaciales, desde la muerte de individuos aislados hasta eventos de mortalidad que afectan al conjunto de la masa forestal y pueden llegar a producir cambios en la composición del bosque (PERRY, 2002; SENF & SEIDL, 2021). Además, estos patrones pueden ser irregulares, sobre todo en escalas espaciales reducidas donde existen eventos de sequía (OBERHUBER, 2001; ALLEN et al. 2015), por lo que es necesario estudiarlos en profundidad. El estudio de los patrones espaciales de mortalidad y daños en el paisaje es clave para comprender la vulnerabilidad de los bosques y estudiar posibles indicadores de alerta temprana (CALVÃO et al. 2019).

Los tipos de perturbaciones varían geográficamente en Europa. El viento es un factor clave en bosques boreales y templados, las plagas en bosques templados y los incendios y las sequías en ecosistemas mediterráneos (SEIDL et al. 2014; ALLEN et al. 2015; GAZOL et al. 2021). Sin embargo, se desconoce en qué condiciones existe una mayor propensión a eventos de mortalidad y decaimiento regional que pueden llegar a alterar el funcionamiento del sistema. Además, angiospermas y gimnospermas pueden responder de una manera diferente a perturbaciones. Por ejemplo, en condiciones de estrés hídrico se espera una mayor tolerancia a las temperaturas elevadas y a los eventos de sequía en especies de angiospermas que en gimnospermas (CARNICER et al. 2014; GREENWOOD et al. 2017; RUIZ-BENITO et al. 2017).

2. Objetivos

El objetivo es estudiar los patrones de daños y la mortalidad forestal en bosques ibéricos españoles, analizando si existe un patrón espacial y discutiendo sobre la importancia de conocer los factores subyacentes a estos patrones.

3. Metodología

El Inventario Forestal Nacional para la obtención de datos de mortalidad y daños forestales

Para llevar a cabo la evaluación de los patrones de mortalidad y daños forestales se usó la base de datos del Inventario Forestal Nacional (en adelante IFN). El IFN es un muestreo sistemático cuyas parcelas se distribuyen en la superficie forestal (con fracción de cabida cubierta superior al 5%) sobre una cuadrícula de 1 km² (ALBERDI et al. 2016). En la actualidad, se encuentran disponibles cuatro ciclos: IFN1 (1965-1974), IFN2 (1986-1996), IFN3 (1997-2007) e IFN4 (2008-presente). Los datos son comparables a nivel de individuo y parcela desde el IFN2, en el que se establecieron las parcelas permanentes que se han remuestreado posteriormente. La información del IFN4 aún no está disponible para el conjunto del país.

Cada parcela del IFN sigue un diseño anidado de cuatro subparcelas circulares concéntricas de 5, 10, 15 y 25 metros de radio. En cada subparcela se muestrean los árboles adultos (aquellos cuyo diámetro a la altura del pecho fue mayor de 7,5 cm, 12,5 cm, 22,5 cm o 42,5 cm para cada subparcela, respectivamente, y altura superior a 130 cm). Para cada pie se miden diferentes parámetros como la altura, el diámetro a la altura del pecho, la identidad de la especie o la presencia de daños. El IFN ofrece información sobre el origen y la importancia del daño. El origen del daño puede ser por causas desconocidas, daños bióticos (competencia, hongos, insectos, muérdago y afines, plantas epífitas, fauna silvestre y herbivoría), impacto antrópico (maquinaria, saca de madera etc.), daños por agentes meteorológicos (nieve, viento, sequía, rayo, heladas y granizo) y otros daños abióticos (fuego, desprendimientos y erosión). La importancia del daño está clasificada como pequeña, mediana y grande.

Para llevar a cabo los objetivos de este trabajo se calculó la mortalidad y los daños forestales absolutos y relativos en cada parcela. La mortalidad absoluta se ha cuantificado como la suma de área basimétrica (m² ha⁻¹ año⁻¹) de los pies que murieron entre inventarios consecutivos en cada

parcela (IFN2-IFN3) y los daños absolutos como la suma del área basimétrica en cada parcela que experimentó daños en el IFN3. Además, se ha estimado la mortalidad y los daños relativos como los cocientes de los valores absolutos respecto al área basimétrica inicial (es decir, en el IFN2).

Para estudiar si existían diferencias en la mortalidad y los daños forestales en función del tipo de bosque, clasificamos cada parcela como masas de angiospermas, de gimnospermas y masas mixtas. Las masas de angiospermas y gimnospermas corresponden a las parcelas con dominancia igual o mayor al 50% de especies de angiospermas y gimnospermas, respectivamente. Las parcelas en las que no existía dominancia igual o mayor al 50% de ninguno de los dos grupos de especies se categorizaron como bosques mixtos.

Análisis de los patrones de daño, mortalidad y su estructura espacial

Para el conjunto de individuos y parcelas del IFN3 calculamos: (1) el número de individuos dañados y el porcentaje en función del origen del daño y el nivel de daño; (2) cuántas parcelas experimentaron mortalidad o daño absoluto y relativo (total, alto, medio y bajo); y (3) las relaciones entre la mortalidad y los daños absolutos y relativos. Para describir la estructura espacial de la mortalidad y los daños forestales absolutos y relativos a nivel de parcela usamos análisis de correlogramas de Mantel diferenciando por tipo de bosque estudiado (angiospermas, gimnospermas y mixtos). Calculamos los correlogramas para daño bajo, medio y alto en R (R CORE TEAM, 2021) usando el paquete *ncf* (BJORNSTAD, 2020). Los análisis de correlogramas de Mantel usan un correlograma multivariado (BORCARD & LEGENDRE, 2012) calculando la relación entre dos matrices de distancia (DALE & FORTIN, 2014) y dando como resultado una medida global de autocorrelación espacial de eventos. Los valores del correlograma varían desde -1, donde la correlación espacial es negativa (por ejemplo, valores altos y bajos de una variable tienden a ocurrir cercanos en el espacio), a 1, que se corresponde a una autocorrelación espacial positiva (los valores cercanos de una variable tienden a ser similares). Valores cercanos a 0 indican la ausencia de correlación espacial (BURIAN, 2012; FLETCHER & FORTIN, 2018).

4. Resultados

Análisis del daño y la mortalidad de los bosques ibéricos

Se estudiaron un total de 707.438 árboles, de los cuales 308.815 fueron angiospermas y 398.623 gimnospermas. Del total de gimnospermas, en alrededor de un 73% no se observó ningún daño, elevándose casi hasta el 81% en angiospermas (Tabla 1). Los tipos de daño más comunes en ambos grupos estaban asociados con la dominancia, los insectos y causas específicamente marcadas como desconocidas. De los árboles dañados, en las angiospermas destacan los daños bióticos desconocidos (10,60%), las plantas epífitas (11,36%) y los hongos (7,52%) y en las gimnospermas el daño por fuego (15,69%) y el muérdago y afines en menor medida (7,95%; Tabla 1).

Tabla 1. Número de árboles en parcelas permanentes del tercer inventario forestal en función del tipo de daño, mostrando el porcentaje respecto al total y respecto al porcentaje dañado. El total de árboles en parcelas permanentes considerados fue de 707438; 308815 angiospermas y 398623 gimnospermas y el total de dañados con un tipo de daño conocido de 83402 angiospermas y 76250 gimnospermas.

Código	Tipo daño	Porcentaje angiospermas	Porcentaje gimnospermas	Porcentaje total
100	No se advierte daño	72,99	80,86	77,42
200	Causa desconocida	11,84	8,20	10,10
300	Daño biótico desconocido	10,60	3,51	7,21
310	Hongo	7,52	1,03	4,42
311	Insecto	14,06	23,89	18,75
312	muérdago y afines	0,46	7,95	4,04

Código	Tipo daño	Porcentaje angiospermas	Porcentaje gimnospermas	Porcentaje total
313	Plantas epífitas	11,36	4,19	7,94
314	Fauna silvestre	0,14	0,21	0,17
315	Ganado	0,16	0,04	0,11
316	Dominancia	23,86	24,01	32,93
320	Maquinaria	0,21	0,16	0,19
321	Saca de madera	0,39	0,44	0,42
322	Hombre en general	4,66	3,28	4,00
400	Daños abióticos desconocidos	2,98	2,17	2,59
410	Nieve	2,16	2,03	2,10
411	Viento	1,20	1,78	1,48
412	Sequía	1,80	0,89	1,37
413	Rayo	0,22	0,26	0,24
414	Heladas	0,13	0,06	0,10
415	Granizo	0,02	0,00	0,01
421	Fuego	5,96	15,69	10,61
422	Desprendimientos	0,16	0,16	0,16
423	Erosión	0,09	0,06	0,08
	Desconocido	0,01	0,01	0,1

Para la evaluación de la mortalidad, se consideraron 53.640 parcelas permanentes (parcelas remuestreadas en el segundo y tercer IFN), de las cuales el 41,0% corresponden a bosques de angiospermas, el 52,5% a bosques de gimnospermas y el 6,5% a bosques mixtos (Tabla 2). Para el análisis de daños, obtuvimos un total de 67.465 parcelas en el IFN3 (Tabla 2). Del total de parcelas permanentes, el 62,5% no presentaron ningún individuo muerto. Las parcelas dominadas por angiospermas fueron el grupo menos afectado por eventos de mortalidad, seguido de las masas mixtas y, por último, de las parcelas de gimnospermas (Tabla 2). Los daños forestales afectaron menos a las parcelas dominadas por angiospermas, seguidas de las parcelas de gimnospermas y de las parcelas mixtas. En total hubo un 34,7% de parcelas que no se vieron afectadas por la mortalidad (Tabla 2).

Tabla 2. Número de parcelas estudiadas para la mortalidad (parcelas permanentes entre el segundo y tercer Inventario Forestal Nacional, IFN2-3) y los daños forestales (parcelas totales en el tercer Inventario Forestal Nacional, IFN3). Además, se muestran el número de parcelas sin mortalidad en número absoluto y relativo (%).

	Angiospermas	Gimnospermas	Mixtos	Total
Nº parcelas con cuantificación de daños forestales en IFN3 usadas	27.680	35.366	4.419	67.465
Nº parcelas permanentes con cuantificación de mortalidad entre el IFN2-3 usadas	20.422	29.642	3.576	53.640
Nº de parcelas sin mortalidad	13.798	17.574	2.173	33.545
Parcelas sin mortalidad (%)	67,5%	59,2%	60,7%	62,5%

	Angiospermas	Gimnospermas	Mixtos	Total
Nº de parcelas sin daños forestales	9.336	12.933	1.154	23.423
Parcelas sin daños forestales (%)	33,7%	36,5%	26,1%	34,7%

Relación entre la mortalidad y daños absolutos y relativos forestales

En general se observa cómo el daño total y el daño bajo, medio y alto absoluto y relativo tienen una relación positiva entre sí, ya que el total es la suma del área basimétrica dañada baja, media y alta (Fig. 1), mostrando las correlaciones más fuertes para daño bajo (Fig. 1a, d) seguido de daño medio (Fig. 1b, e) y daño alto (Fig. 1c, f).

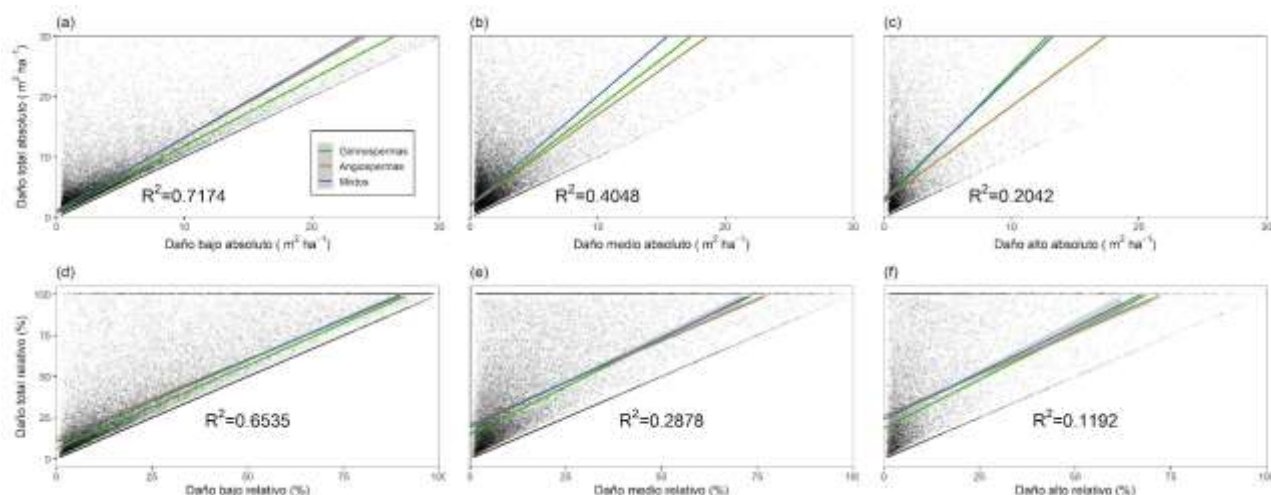


Figura 1. Gráficos de dispersión entre el daño total y el daño bajo, medio y alto tanto absoluto y relativo diferenciando entre tipo de bosque (angiospermas, gimnospermas y mixtos). Se muestran además líneas de regresión para bosques de gimnospermas, angiospermas y mixtos.

Las relaciones entre la mortalidad y los daños fueron bajas para todos los tipos de bosque ($r < 0,21$). Las parcelas con una mortalidad baja pueden presentar todos los rangos de daño (Fig. 2).

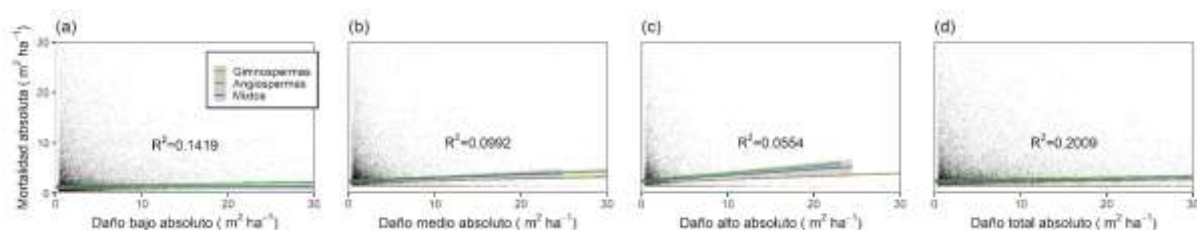


Figura 2. Gráficos de dispersión entre la mortalidad y el daño bajo, medio y alto y total absoluto diferenciando entre tipo de bosque (angiospermas, gimnospermas y mixtos).

Autocorrelación espacial

Encontramos correlación espacial positiva en los daños bajos y medios absolutos en los 10 primeros kilómetros en bosques de angiospermas, gimnospermas y mixtos (Fig. 3a, b). A partir de esta distancia, la autocorrelación desaparece (las parcelas que están localizadas cerca unas de otras tienden a tener un nivel similar de daños y a medida que la distancia entre parcelas aumenta, el nivel de daño entre parcelas tiende a ser diferente). En los daños altos, la correlación espacial positiva se encuentra a una distancia menor, entre 0 y 5 kilómetros (Fig. 3c). Este patrón de agregación no muestra diferencias entre los distintos tipos de bosque (Fig. 3).

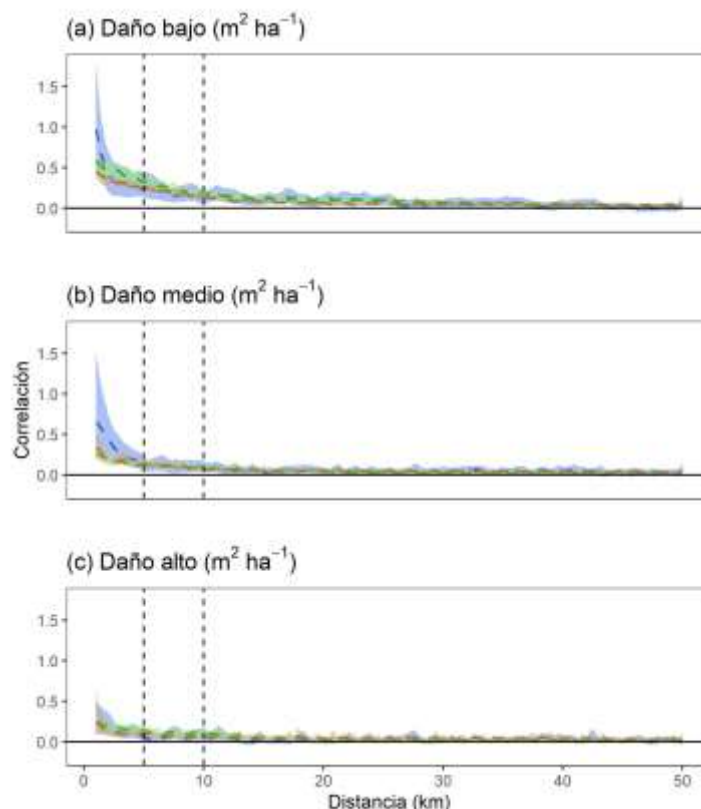


Figura 3. Autocorrelación espacial de daño absoluto (a) bajo, (b) medio, (c) alto en bosques de angiospermas (marrón), gimnospermas (verde) y mixtos (azul). Las líneas discontinuas representan la correlación media y las áreas rellenas representan los intervalos de confianza al 95%.

4. Discusión

Daño y mortalidad en los bosques españoles de la península Ibérica

Los resultados muestran cómo el origen del daño observado a nivel de individuo presenta múltiples causas, sugiriendo que muchas pueden interactuar y dificultar la asignación a una causa única. Los efectos del régimen de perturbaciones pueden variar cuando existe interacción entre ellos o con otros factores como la competencia asimétrica o la dominancia de especies (REBOLLO et al. 2021). La dominancia de otros individuos causó el 23% del daño. Estos resultados pueden relacionarse con cambios en la gestión y abandono y procesos de sucesión secundaria, especialmente en la península Ibérica. Los filtros ambientales (por ejemplo, sequía en ambientes mediterráneos, disponibilidad de luz y otros recursos) pueden limitar la abundancia de especies en función de su tolerancia a la coexistencia con individuos de otras especies (competencia interespecífica) y con individuos de la misma especie (competencia intraespecífica) (JABOT et al. 2008, CRECENTE-CAMPO et al. 2009, RUBIO-CUADRADO et al. 2020). En general, pies más grandes pueden presentar mayor capacidad de captación de recursos que individuos de menor tamaño, donde ya se ha observado una mayor predisposición a la mortalidad (RUIZ-BENITO et al. 2013).

Otro agente que ha causado la mayor parte de los daños en las parcelas estudiadas son los insectos (16% del total de individuos dañados). Los daños por hongos e insectos son un factor clave en el aumento de los eventos de mortalidad masiva en bosques de todo el mundo (ALLEN et al. 2010; SENF et al. 2018). En el contexto ibérico, cabe destacar los efectos de la procesionaria (*Thaumetopoea pityocampa*) en especies de pinos (ROS-CANDEIRA et al. 2019) y los daños asociados

a *Phytophthora* spp. en especies de quercíneas (FERNÁNDEZ-HABAS et al. 2019; GÓMEZ et al. 2020; GONZÁLEZ et al. 2020). En el contexto actual de cambio global y de rápido movimiento de mercancías, cobra especial importancia la introducción de organismos patógenos exóticos tales como *Leptoglossus occidentalis*, que afecta a las piñas de *Pinus pinea* (CALAMA et al. 2020). Además, especies forestales introducidas con fines productivos también se ven afectadas por la presencia de organismos patógenos, como es el caso de *Fusarium circinatum* para *Pinus radiata* (HERNÁNDEZ-ESCRIBANO et al. 2018) o el de *Gonipterus platensis* en distintas especies del género *Eucalyptus* (GONÇALVES et al. 2019). Se han observado fuertes interacciones entre respuestas al cambio climático con la afección por insectos (GÓMEZ et al. 2020), lo que puede ser clave en los procesos de decaimiento previo a la mortalidad por múltiples factores (FRANKLIN et al. 1987).

Los incendios forestales suponen el 11% del daño. Los incendios son habituales en la región mediterránea y su régimen podría haberse visto alterado en las últimas décadas como consecuencia del aumento de las temperaturas o la acumulación de combustible por el abandono del medio rural (PAUSAS et al. 2008, MARTÍN-MARTÍN et al. 2013, CARDIL et al. 2015). El 10% de los daños registrados en el tercer IFN estuvieron clasificados como causas desconocidas. El Inventario Forestal Nacional recoge una gran variedad y cantidad de datos relacionados con los daños forestales. La identificación del agente causante del daño puede ser complicada porque en ocasiones múltiples agentes pueden estar actuando simultáneamente (CALVÃO et al. 2019), dando lugar a una espiral de mortalidad (FRANKLIN 1987, ALLEN et al. 2015). La presencia e intensidad de los daños en los bosques ibéricos podrían dar lugar a disminuciones en el crecimiento de las parcelas (CAMARERO et al. 2015), por lo que podrían ser usados como indicadores de actividad temprana al igual que ocurre con el crecimiento radial anual (CAILLERET et al. 2019; GAZOL et al. 2021) o los índices espectrales (MORENO-FERNÁNDEZ et al. 2021).

La mortalidad y los daños forestales dependen del tipo de bosque, siendo los bosques dominados por angiospermas el grupo con mayor proporción de parcelas sin mortalidad, por encima de los bosques dominados por gimnospermas y de masas mixtas. CHAPARRO et al. (2017) también encontraron que las angiospermas presentan mayores daños que las gimnospermas en Cataluña. A escala europea, un informe del ICP (POTOČIĆ et al. 2021) revela que tanto angiospermas como angiospermas muestran niveles similares de defoliación, en torno al 20-25%. Sin embargo, el ICP muestra cómo la defoliación en especies de angiospermas ha aumentado en las últimas décadas mientras que en gimnospermas se ha mantenido relativamente constante.

Nuestros resultados indican que las masas mixtas tienen un menor porcentaje de parcelas libres de daños que los dos grupos anteriores. En este sentido, se ha observado mayor resiliencia frente a distintos agentes bióticos y abióticos en masas mixtas que monoespecíficas (ver revisión de JACTEL et al. 2017). Cabe destacar, sin embargo, que las masas aquí categorizadas como mixtas son aquellas en las que conviven individuos de gimnospermas y angiospermas, mientras que masas con dominancia >50% de su respectivo grupo están clasificadas como masas de angiospermas o masas de gimnospermas. En este sentido, la respuesta de masas mixtas frente a perturbaciones puede depender de la propia composición de la masa mixta (KORICHEVA et al. 2006; PARDOS et al. 2021).

Correlación espacial de los daños y factores subyacentes

Los daños forestales mostraron agregación espacial en los bosques de la península Ibérica; con autocorrelación espacial en distancias de entre 0 y 10 kilómetros. Aunque la distancia a la que se da la correlación es menor, CALVÃO et al. (2019) muestran patrones similares de mortalidad y daños producidos por insectos. Los patrones espaciales de mortalidad y daños podrían darse como consecuencia de los efectos del clima y la estructura forestal, que podrían modular el régimen de perturbaciones (CALVÃO et al. 2019; GAZOL et al. 2021) y los efectos de la interacción entre perturbaciones determinan la respuesta de los bosques desde escalas locales a regionales (JUMP et al. 2017).

5. Conclusiones

Hay un mayor porcentaje de parcelas con daños que con mortalidad. Los agentes causantes más frecuentes son la dominancia, las plagas, los incendios y las causas desconocidas. Nuestros resultados sugieren una elevada complejidad en la caracterización de estos daños, dónde los procesos interactivos por múltiples agentes pueden afectar a un determinado individuo o parcela. Hemos observado cómo los daños forestales presentan autocorrelación espacial en parcelas situadas a distancias de entre 0 y 10 kilómetros, lo que indica la importancia de la agregación espacial en los daños. El hecho de que las condiciones del sitio, el cambio climático y la estructura de la parcela puede promover una mayor autocorrelación espacial hace importante que en un futuro se profundice en el efecto de estos factores en los patrones de daño y mortalidad a escalas espaciales amplias.

6. Agradecimientos

DMF del programa Juan de la Cierva Formación (FJC2018-037870-I) del Ministerio de Innovación, Ciencia, Innovación y Universidades y PRB cuenta con financiación de la Comunidad de Madrid en el marco del Convenio Plurianual con la Universidad de Alcalá en la línea de actuación “Estímulo a la Excelencia para Profesores Universitarios Permanentes” (EPU-INV/2020/010). PRB, PRO y MAZ cuentan con financiación de la Universidad de Alcalá, del proyecto “Ayudas para la realización de Proyectos para potenciar la Creación y Consolidación de Grupos de Investigación” (CG20/CC-005) y del proyecto del MICIN; DARE (RTI2018-096884-B-C32). VCA está financiada por las becas postdoctorales del Real Colegio Complutense.

7. Bibliografía

AEMET & IMP (2011). Atlas climático ibérico/Iberian climate atlas. Agencia Estatal de Meteorología, Ministerio de Medio Ambiente y Rural y Marino, Madrid, Instituto de Meteorología de Portugal. Spain.

ALBERDI, I., SANDOVAL, V., CONDES, S., CAÑELLAS, I., y VALLEJO, R. (2016). El Inventario Forestal Nacional español, una herramienta para el conocimiento, la gestión y la conservación de los ecosistemas forestales arbolados. *Revista Ecosistemas*, 25(3), 88-97.

ALLEN, C. D., BRESHEARS, D. D., & MCDOWELL, N. G. (2015). On underestimation of global vulnerability to tree mortality and forest die-off from hotter drought in the Anthropocene. *Ecosphere*, 6, 129.

ALLEN, C. D., MACALADY, A. K., CHENCHOUNI, H., BACHELET, D., MCDOWELL, N., VENNETIER, M., ... & COBB, N. (2010). A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest ecology and management*, 259(4), 660-684.

ANDEREGG, W. R., TRUGMAN, A. T., BADGLEY, G., ANDERSON, C. M., BARTUSKA, A., CIAIS, P., ... & RANDERSON, J. T. (2020). Climate-driven risks to the climate mitigation potential of forests. *Science*, 368(6497).

ANDERSON, L. O., RIBEIRO NETO, G., CUNHA, A. P., FONSECA, M. G., MENDES DE MOURA, Y., DALAGNOL, R., ... & DE ARAGÃO, L. E. O. E. C. (2018). Vulnerability of Amazonian forests to

repeated droughts. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 373(1760), 20170411.

BJORNSTAD, O. N (2020). ncf: Spatial Covariance Functions. R package version 1.2-9. <https://CRAN.R-project.org/package=ncf>

BORCARD, D., & LEGENDRE, P. (2012). Is the Mantel correlogram powerful enough to be useful in ecological analysis? A simulation study. *Ecology*, 93(6), 1473-1481.

BURIAN, J. (Ed.). (2012). Advances in spatial planning. *BoD-Books on Demand*.

CAILLERET, M., DAKOS, V., JANSEN, S., ROBERT, E. M., AAKALA, T., AMOROSO, M. M., ... & MARTINEZ-VILALTA, J. (2019). Early-warning signals of individual tree mortality based on annual radial growth. *Frontiers in plant science*, 9, 1964.

CALAMA, R., GORDO, J., MUTKE, S., CONDE, M., MADRIGAL, G., GARRIGA, E., ... & PARDOS, M. (2020). Decline in commercial pine nut and kernel yield in Mediterranean stone pine (*Pinus pinea* L.) in Spain. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, 13(4), 251.

CALVÃO, T., DUARTE, C. M., & PIMENTEL, C. S. (2019). Climate and landscape patterns of pine forest decline after invasion by the pinewood nematode. *Forest Ecology and Management*, 433, 43-51.

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. *Journal of Ecology*, 103(1), 44-57.

CARDIL, A., EASTAUGH, C. S., & MOLINA, D. M. (2015). Extreme temperature conditions and wildland fires in Spain. *Theoretical and applied climatology*, 122(1), 219-228.

CARNICER, J., COLL, M., PONS, X., NINYEROLA, M., VAYREDA, J., & PEÑUELAS, J. (2014). Large-scale recruitment limitation in Mediterranean pines: the role of *Quercus ilex* and forest successional advance as key regional drivers. *Global Ecology and Biogeography*, 23(3), 371-384.

CHAPARRO, D., VAYREDA, J., VALL-LLOSSERA, M., BANQUÉ, M., PILES, M., CAMPS, A., & MARTINEZ-VILALTA, J. (2017). The role of climatic anomalies and soil moisture in the decline of drought-prone forests. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*, 10(2), 503-514.

CRECENTE-CAMPO, F., MARSHALL, P., & RODRÍGUEZ-SOALLEIRO, R. (2009). Modeling non-catastrophic individual-tree mortality for *Pinus radiata* plantations in northwestern Spain. *Forest Ecology and Management*, 257(6), 1542-1550.

DALE, M. R., & FORTIN, M. J. (2014). Spatial analysis: a guide for ecologists. Cambridge University Press.

FAO. (2015). Global Forest Resources Assessment 2015: How are the World's Forests Changing?. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

FERNANDEZ-HABAS, J., FERNANDEZ-REBOLLO, P., CASADO, M. R., MORENO, A. M. G., & ABELLANAS, B. (2019). Spatio-temporal analysis of oak decline process in open woodlands: a case study in SW Spain. *Journal of environmental management*, 248, 109308.

FLETCHER R. & FORTIN M-J. (2018). Spatial ecology and conservation modeling: applications with R, 1st edn. Springer, New York

FRANKLIN, J. F., SHUGART, H. H., & HARMON, M. E. (1987). Tree death as an ecological process. *BioScience*, 37(8), 550-556.

GAZOL, A., CAMARERO, J. J., ANDEREGG, W. R. L., & VICENTE-SERRANO, S. M. (2017). Impacts of droughts on the growth resilience of Northern Hemisphere forests. *Global Ecology and Biogeography*, 26(2), 166-176.

GAZOL A, CAMARERO JJ, VICENTE-SERRANO SM, SÁNCHEZ-SALGUERO R, ZAVALA MA, SERRA-MALUQUER X, GUTIÉRREZ E, DE LUIS M, SANGUESA-BARREDA G, NOVAK K, ROZAS V, TÍSCAR PA, LINARES JC, MARTÍNEZ DEL CASTILLO E, RIBAS M, GARCÍA-GONZÁLEZ I, SILLA F, CAMISON A, GÉNOVA M, OLANO JM, HERES AM, CURIEL YUSTE J, LONGARES LA, HEVIA A, TOMAS-BURGUERA M, GALVÁN JD & RUIZ-BENITO P (2021) Tree growth response to drought partially explains regional-scale growth and mortality patterns in Iberian forests. *Ecological Applications*.

GÓMEZ, M. C., GONZÁLEZ, M., GÓMEZ-APARICIO, L., & SERRANO, M. S. (2020). Coexistent Mediterranean woody species as a driving factor of *Phytophthora cinnamomi* infectivity and survival. *Annals of Applied Biology*, 177(1), 41-50.

GONÇALVES, C. I., VILAS-BOAS, L., BRANCO, M., REZENDE, G. D., & VALENTE, C. (2019). Host susceptibility to *Gonipterus platensis* (Coleoptera: Curculionidae) of Eucalyptus species. *Annals of Forest Science*, 76(3), 1-11.

GONZÁLEZ, M., ROMERO, M. Á., GARCÍA, L. V., GÓMEZ-APARICIO, L., & SERRANO, M. S. (2020). Unravelling the role of drought as predisposing factor for *Quercus suber* decline caused by *Phytophthora cinnamomi*. *European Journal of Plant Pathology*, 156(4), 1015-1021.

GREENWOOD, S., RUIZ-BENITO, P., MARTÍNEZ-VILALTA, J., LLORET, F., KITZBERGER, T., ALLEN, C. D., ... & JUMP, A. S. (2017). Tree mortality across biomes is promoted by drought intensity, lower wood density and higher specific leaf area. *Ecology letters*, 20(4), 539-553.

HERNANDEZ-ESCRIBANO, L., ITURRITXA, E., ARAGONÉS, A., MESANZA, N., BERBEGAL, M., RAPOSO, R., & ELVIRA-RECUENCO, M. (2018). Root infection of canker pathogens, *Fusarium circinatum* and *Diplodia sapinea*, in asymptomatic trees in *Pinus radiata* and *Pinus pinaster* plantations. *Forests*, 9(3), 128.

JABOT, F., ETIENNE, R. S., & CHAVE, J. (2008). Reconciling neutral community models and environmental filtering: theory and an empirical test. *Oikos*, 117(9), 1308-1320.

JACTEL, H., BAUHUS, J., BOBERG, J., BONAL, D., CASTAGNEYROL, B., GARDINER, B., ... & BROCKERHOFF, E. G. (2017). Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports*, 3(3), 223-243.

JUMP, A. S., RUIZ-BENITO, P., GREENWOOD, S., ALLEN, C. D., KITZBERGER, T., FENSHAM, R., ... & LLORET, F. (2017). Structural overshoot of tree growth with climate variability and the global spectrum of drought-induced forest dieback. *Global change biology*, 23(9), 3742-3757.

KAUTZ, M., MEDDENS, A. J., HALL, R. J., & ARNETH, A. (2017). Biotic disturbances in Northern Hemisphere forests—a synthesis of recent data, uncertainties and implications for forest monitoring and modelling. *Global Ecology and Biogeography*, 26(5), 533-552.

KORICHEVA, J., VEHVILÄINEN, H., RIIHIMÄKI, J., RUOHOMÄKI, K., KAITANIEMI, P., & RANTA, H. (2006). Diversification of tree stands as a means to manage pests and diseases in boreal forests: myth or reality?. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(2), 324-336.

MARTIN-BENITO, D., PEDERSON, N., LANTER, C., KÖSE, N., DOĞAN, M., BUGMANN, H., & BIGLER, C. (2020). Disturbances and climate drive structure, stability, and growth in mixed temperate old-growth rainforests in the Caucasus. *Ecosystems*, 23(6), 1170-1185.

MARTÍN-MARTÍN, C., BUNCE, R. G., SAURA, S., & ELENA-ROSSELLÓ, R. (2013). Changes and interactions between forest landscape connectivity and burnt area in Spain. *Ecological Indicators*, 33, 129-138.

MORENO-FERNÁNDEZ, D., VIANA-SOTO, A., CAMARERO, J. J., ZAVALA, M. A., TIJERÍN, J., & GARCÍA, M. (2021). Using spectral indices as early warning signals of forest dieback: The case of drought-prone *Pinus pinaster* forests. *Science of The Total Environment*, 148578.

OBERHUBER, W. (2001). The role of climate in the mortality of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) exposed to soil dryness. *Dendrochronologia*, 19(1), 45-55.

OLIVER, C. D., & LARSON, B. C. (1996). *Forest stand dynamics: Updated edition*. John Wiley and sons.

PARDOS, M., DEL RÍO, M., PRETZSCH, H., JACTEL, H., BIELAK, K., BRAVO, F., ... & CALAMA, R. (2021). The greater resilience of mixed forests to drought mainly depends on their composition: Analysis along a climate gradient across Europe. *Forest Ecology and Management*, 481, 118687.

PAUSAS JG, LLOVET J, RODRIGO A & VALLEJO R (2008) Are wildfires a disaster in the Mediterranean Basin?—a review. *Int J Wildland Fire* 17(6):713–723

PERRY, G. L. (2002). Landscapes, space and equilibrium: shifting viewpoints. *Progress in Physical Geography*, 26(3), 339-359.

PIMENTEL, C. S., FERREIRA, C., SANTOS, M., & CALVÃO, T. (2017). Spatial patterns at host and forest stand scale and population regulation of the pine processionary moth *Thaumetopoea pityocampa*. *Agricultural and Forest Entomology*, 19(2), 200-209.

POTOČIĆ N, TIMMERMANN V, ... & OGNJENOVIC M, (2021) Tree health is deteriorating in the European forests (ICP Forests Brief No. 5). Programme Co-ordinating Centre of ICP Forests. Thünen

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

REBOLLO, P., ANDIVIA, E. y CRUZ-ALONSO, V. (2021). Trayectorias sucesionales en masas forestales de pinos y quercíneas en la península ibérica: cambios en la dominancia de especies y factores determinantes. Trabajo Fin de Máster. Universidad Complutense de Madrid.

ROS-CANDEIRA, A., PÉREZ-LUQUE, A. J., SUÁREZ-MUÑOZ, M., BONET-GARCÍA, F. J., HÓDAR, J. A., DE AZCÁRATE, F. G., & ORTEGA-DÍAZ, E. (2019). Dataset of occurrence and incidence of pine processionary moth in Andalusia, south Spain. *ZooKeys*, 852, 125.

RUBIO-CUADRADO, Á., CAMARERO, J. J., GORDALIZA, G. G., CERIONI, M., MONTES, F., & GIL, L. (2020). Competition overrides climate as trigger of growth decline in a mixed *Fagaceae* Mediterranean rear-edge forest. *Annals of Forest Science*, 77(4), 1-18.

RUIZ-BENITO, P., LINES, E. R., GÓMEZ-APARICIO, L., ZAVALA, M. A., & COOMES, D. A. (2013). Patterns and drivers of tree mortality in Iberian forests: climatic effects are modified by competition. *PloS one*, 8(2), e56843.

RUIZ-BENITO, P., RATCLIFFE, S., ZAVALA, M. A., MARTÍNEZ-VILALTA, J., VILÀ-CABRERA, A., LLORET, F., & JUMP, A. S. (2017). Climate-and successional- related changes in functional composition of European forests are strongly driven by tree mortality. *Global Change Biology*, 23, 4162– 4176.

SEIDL, R., SCHELHAAS, M. J., RAMMER, W., & VERKERK, P. J. (2014). Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. *Nature climate change*, 4(9), 806-810.

SENF, C., PFLUGMACHER, D., ZHIQIANG, Y., SEBALD, J., KNORN, J., NEUMANN, M., ... & SEIDL, R. (2018). Canopy mortality has doubled in Europe's temperate forests over the last three decades. *Nature communications*, 9(1), 1-8.

SENF, C. & SEIDL, R. (2021). Post-disturbance canopy recovery and the resilience of Europe's forests. *Global Ecology and Biogeography*.

TURNER, M. G. (2010). Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology*, 91(10), 2833-2849.

VAN DER PLAS, F., MANNING, P., SOLIVERES, S., ALLAN, E., SCHERER-LORENZEN, M., VERHEYEN, K., ... & BARBARO, L. (2016). Biotic homogenization can decrease landscape-

scale forest multifunctionality. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(13), 3557-3562.

YUAN, M., ZHAO, L., LIN, A., WANG, L., LI, Q., SHE, D., & QU, S. (2020). Impacts of preseason drought on vegetation spring phenology across the Northeast China Transect. *Science of The Total Environment*, 738, 140297.