



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



## Patrón espacio temporal de daños en pinares orientales de Andalucía asociados a la interacción del clima con plagas emergentes

RUIZ-GÓMEZ, F.J.<sup>1</sup>, SALVADOR CONCHILLO, L.<sup>1</sup>, SÁNCHEZ-CUESTA, R.<sup>1</sup>, GONZÁLEZ-MORENO, P.<sup>1</sup> y NAVARRO-CERRILLO, R.M.<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Investigación Evaluación y Restauración de Sistemas Agrícolas y Forestales. ETSIAM, Departamento de Ingeniería Forestal, Universidad de Córdoba.

### Resumen

Las masas de *Pinus halepensis* y *Pinus pinaster* de Andalucía oriental han sufrido episodios de decaimiento y mortalidad de forma frecuente en la última década. Este trabajo evalúa el estado fitosanitario de ambas especies en Andalucía entre 2000 y 2018 utilizando información de la Red de Alerta Fitosanitaria de Andalucía. La defoliación y la mortalidad se incrementaron durante el periodo, de forma más notable a partir de 2008. El agente principal fue el déficit hídrico, aunque otros agentes bióticos presentaron una incidencia relevante. En las parcelas de *P. pinaster* el pico de defoliación en 2009 coincidió con la máxima incidencia de *Leucapsis* sp. y con un periodo de sequía; y los registros más elevados de *Brachyderes suturalis* coincidieron con importantes eventos de mortalidad en Almería. En 2015 se observó una elevada mortalidad de *P. halepensis* y una gran incidencia de *Pachyrhinus squamosus*. Los resultados muestran el empeoramiento de los pinares orientales andaluces en el periodo considerado, y poniendo en evidencia la importancia en los procesos de decaimiento de estas especies de diferentes plagas y patógenos considerados de menor importancia hasta la fecha. El estudio de los principales factores de daños en bosques a través de las redes de seguimiento, junto al análisis de sus patrones espacio-temporales, aportan información crucial para la planificación forestal relacionada con la evaluación y control de los procesos de decaimiento forestal de los pinares orientales de Andalucía.

### Palabras clave

Redes de daños en bosques, sanidad forestal, Red de Alerta Fitosanitaria de Andalucía, agentes emergentes, *Leucapsis* sp., *Brachyderes suturalis*, *Pachyrhinus squamosus*.

### 1. Introducción

Los pinares mediterráneos son un claro ejemplo de la provisión de servicios ecosistémicos y socioeconómicos a la población (Ruiz-Benito, 2014; López Santiago *et al.*, 2017). Tradicionalmente el hombre ha tenido un gran impacto en estos ecosistemas, debido a un manejo muy intenso, orientado a la gestión de sus materias primas (maderas, biomasa, resinas, alimentos) o a las funciones protectoras, y más recientemente al uso sociocultural y de recreo, por lo que la pérdida de estas masas supone un problema no sólo ambiental, sino también social (Marañón *et al.*, 2012). Los principales pinares de Andalucía están compuestos por masas de *Pinus pinea*, *Pinus halepensis*, *Pinus pinaster* y *Pinus sylvestris*, ocupando una extensión aproximada de 489.000 ha (Marañón *et al.*, 2012). La zona oriental de Andalucía (Jaén, Almería y Granada) presenta grandes extensiones repobladas con pinares de estas especies, conformando el paisaje de algunas de las zonas forestales más importantes de esta región (Sierra de los Filabres, Sierra de Baza, Sierra Mágina, Sierra de Cazorla, Segura y las Villas, etc.), siendo las dos especies más ampliamente distribuidas el *P. pinaster* y el *P. halepensis*. Ambas son especies que se distribuyen de forma natural por el Mediterráneo, en todo el territorio español y en Andalucía, formando masas naturales y repoblaciones en áreas muy amplias.

El decaimiento forestal es uno de los principales problemas de gestión de las masas forestales de Andalucía, amenazando en la actualidad la sostenibilidad de muchos sistemas forestales de gran importancia ecológica, incluyendo varias especies del género *Pinus* spp. (Guzmán-Álvarez et al., 2018). En numerosas ocasiones, estos fenómenos se han relacionado con eventos climatológicos extremos asociados al cambio climático, o por la incidencia de plagas asociados a desequilibrios en la población de insectos, microrganismos, o la presencia de especies patógenas invasoras (Ayres y Lombardero, 2017). También se han relacionado con la ausencia de selvicultura y los eventos climáticos. Los períodos, cada vez más recurrentes y prolongados de sequía y el cambio en el régimen de precipitaciones y temperaturas desencadenan situaciones de estrés debido a la escasez de recurso hídrico y a la competencia entre las plantas, induciendo estos procesos de decaimiento (Navarro-Cerrillo et al., 2019).

En las masas de *Pinus halepensis* y *P. pinaster* de Andalucía oriental se ha constatado la presencia de varios agentes bióticos comunes que pueden afectar a ambas especies, como por ejemplo *Leucapsis* sp., identificado anteriormente como agente principal afectando a masas de *P. pinaster*, *P. halepensis* y *P. pinea* en lugares tan dispares como Portugal, Rumanía, Italia o Egipto (Badr, 2014; Isaia y Manea, 2008). Este hemíptero es considerado como un insecto chupador de importancia menor en España, al igual que *Matsucoccus feytaudi* (Moreno y Viñuela, 2000). Sin embargo, los cambios ambientales asociados al cambio global en esta región pueden dar lugar a episodios intensos de plagas, convirtiendo un agente biótico secundario en un agente capaz de desencadenar episodios de decaimiento relevantes. Tanto el pino carrasco como el pino negral han presentado algunos de estos episodios en los últimos años, como el caso de la afección por *Candidatus Phytoplasma pini* en *P. halepensis* en la zona de Guadix, Sierra Mágina o el Marquesado (Trujillo-Toro y Navarro-Cerrillo, 2019), o el episodio de mortalidad masiva de *P. pinaster* en la Sierra de Baza con alta incidencia de *Matsucoccus feytaudi* (Guzmán-Álvarez et al., 2018). A raíz de dicha situación, la Red de Alerta Fitosanitaria Forestal de Andalucía (RED FIFO) revisó zonas similares para evaluar la presencia de dichos agentes en las provincias de Granada, Almería y Jaén, que identificaron la aparición de nuevos focos de arbolado muerto y moribundo en S<sup>a</sup> de Baza, S<sup>a</sup> de los Filabres, S<sup>a</sup> de Cazorla, S<sup>a</sup> del Pozo y en la Comarca de El Marquesado, e incluso recientemente también han encontrado situaciones similares en otras masas de Jaén y de Córdoba, aunque de menor intensidad y extensión que en la Sierra de Baza (Datos no publicados).

En este contexto creciente de incidencia de problemas ambientales causados por el decaimiento de masas forestales, las redes de seguimiento de daños ambientales son una herramienta fundamental para evaluar la influencia de las características de sitio y la evolución de estos agentes (Seidling, 2016; Navarro-Cerrillo y Ruiz-Gómez, 2020). Europa cuenta con una infraestructura de vigilancia ambiental basada en una red de parcelas permanentes desde 1985 (ICP Forests, <http://icp-forests.net/>). Dicha red se complementa localmente con redes densificadas, que proveen de información más detallada sobre determinados ecosistemas (Lorenz, 1995). En el caso de Andalucía, la Consejería de Medio Ambiente (actual Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Sostenible) estableció en el año 2000 una Red regional de Seguimiento de Daños en Ecosistemas Forestales (Red SEDA, ICP Forests Nivel I), que fue posteriormente ampliada con una red local de vigilancia ambiental en masas de pinsapo (Red Pinsapo). En las parcelas de la Red SEDA se realiza un monitoreo anual del estado fitosanitario de las masas siguiendo el Manual para el Establecimiento y la Evaluación de las parcelas de la Red Andaluza de Seguimiento de Daños sobre Ecosistemas Forestales (Servicio de Ordenación y Defensa de los Recursos Forestales, 2006). Esta Red ha mostrado su utilidad para estudiar la evolución espacial y temporal de los daños en masas forestales asociada a diferentes agentes causantes de dichas perturbaciones, ofreciendo una valiosa información a la hora de enfrentar la gestión adaptativa de las masas forestales andaluzas frente al cambio climático (Sánchez-Cuesta et al., 2021). A pesar del gran valor de los datos disponibles, y su potencial como herramienta de modelización espacial de datos ambientales, actualmente existen pocos análisis de la serie de datos de la Red SEDA que evalúen la evolución del estado fitosanitario

del arbolado en masas de pinar. En trabajos previos se han utilizado los datos de la Red para estudios de otras especies como la encina o el alcornoque (Duque-Lazo *et al.*, 2018b; 2018a; Ruiz Gómez *et al.*, 2019; Sánchez-Cuesta *et al.*, 2021) o el pinsapo (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2022), pero no se han encontrado trabajos relacionados con las principales especies de pinar de la región.

## 2. Objetivos

El objetivo de este trabajo, en un contexto de cambio global e incertidumbre sobre la evolución de las masas forestales sometidas a una presión ambiental creciente, es ofrecer un análisis de la tendencia temporal del estado fitosanitario de las masas de pino carrasco y pino negral en Andalucía oriental, utilizando para ello la serie de datos de defoliación y mortalidad de la Red SEDA, junto con el análisis de la incidencia y la evolución de los agentes bióticos y abióticos relacionados con el decaimiento de dichas masas forestales. Dicho análisis será un punto de partida para identificar los principales factores relacionados con el decaimiento de las masas de pinar de Andalucía oriental, contribuyendo a la generación de herramientas que faciliten la gestión de dichas masas en un contexto de problemática ambiental creciente.

## 3. Metodología

### Zona de estudio:

El presente trabajo se centra en la zona oriental de Andalucía por ser esta zona el lugar donde se concentra la mayor parte de los pinares de las especies elegidas (*Pinus halepensis* y *pinus pinaster*) y donde se han encontrado los principales episodios de decaimiento asociados a estas especies. Para el análisis se utilizaron las parcelas de la Red SEDA pertenecientes a las provincias de Jaén, Granada y Almería que presentaron una cobertura de estas dos especies de forma individual o en parcelas mixtas superior al 30% de los individuos incluidos en las parcelas de la Red. En total, se seleccionaron 38 parcelas (30 de *P. halepensis* y 8 de *P. pinaster*) (Figura 1).

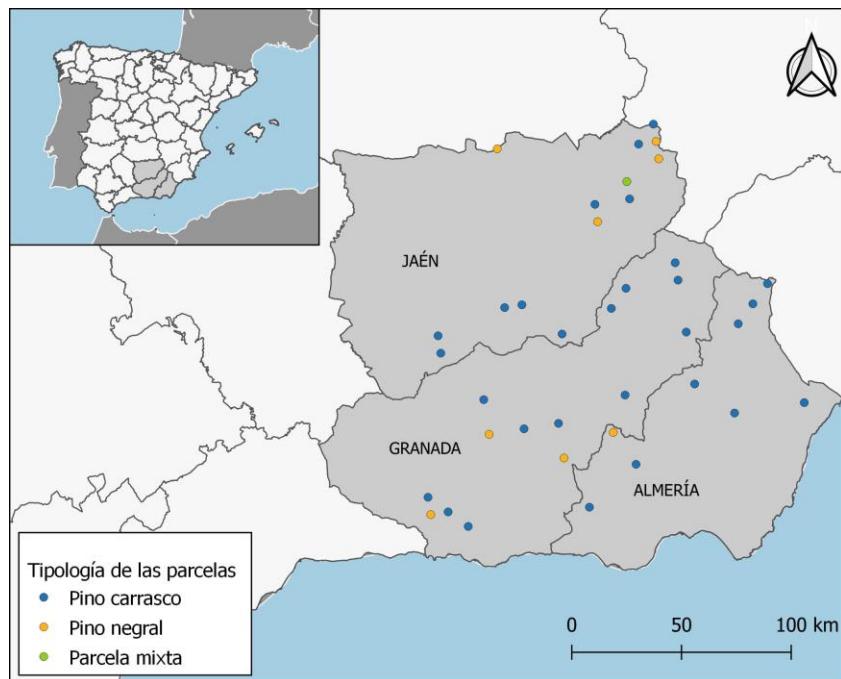


Figura 1. Localización de las parcelas seleccionadas. SRC: ETRS89 / UTM- Zone 30N.

### Obtención y preprocesado de datos:

Los datos de la Red SEDA, recogidos anualmente por los técnicos de la Red de Equilibrios Biológicos, es una red sistemática compuesta de 374 puntos establecidos en una malla regular de 8 x 8 km ([www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam)). La base de datos cuenta con información de defoliación, mortalidad y agentes bióticos y abióticos asociados, de forma continua desde 2001, mediante la evaluación de más de 8800 árboles pertenecientes a 118 especies distintas. Para la obtención de la base de datos se filtró la información de las parcelas por provincia y especie, obteniendo datos anuales de la evaluación para árbol individual, mediante la herramienta de Consultas disponible en el software de gestión de bases de datos Access (Microsoft Corporation, Redmond, WA, USA). A partir de esa matriz se clasificaron las parcelas según la especie principal (*P. halepensis* y *P. pinaster*), considerando como parcela correspondiente a una especie aquella en la que el 75% o más de los individuos evaluados correspondían a la especie principal. En el caso en que en una misma parcela se presentaran las dos especies, se consideró la parcela perteneciente a la especie principal, y se utilizaron los datos por árbol de las dos especies cuando así lo requería el análisis.

A partir de estos datos se obtuvieron las variables de mortalidad y defoliación media por año de todas las parcelas seleccionadas, así como las variables correspondientes a la incidencia de agentes bióticos (presencia y frecuencia). La variable mortalidad se obtuvo a partir de la defoliación considerando mortalidad un 100% de defoliación en un árbol, seguido por una ausencia de evaluación al año siguiente. Para identificar los principales agentes se seleccionaron el nombre del agente y el nivel de daño, la abundancia y la especie de pino a la que correspondía en cada caso, asociados a la evaluación anual de los pies por parcela.

Por otra parte se recopiló la información ambiental disponible para dichas parcelas en la Base de Datos de la Red SEDA, y otras variables climáticas básicas para la caracterización de las parcelas, obtenidas a partir de los valores medios de precipitación y temperatura disponibles en la REDIAM ([www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam](http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/rediam)) (Tabla 1) para analizar las relaciones entre dichas variables con el estado del arbolado de las parcelas y la incidencia de agentes bióticos.

### Análisis estadístico:

Las variables de defoliación y las características de las parcelas fueron analizadas mediante el test de normalidad de Anderson-Darling y el test de homocedasticidad de Levene para comprobar el ajuste de su distribución a la normalidad y su heterocedasticidad. Se realizó un análisis de varianza mediante un test ANOVA y un test de diferencias entre medias de Bonferroni. En el caso de las variables que no se ajustaron a una distribución normal, se analizó la varianza mediante un test no paramétrico de Kruskal-Wallis junto con el test de rango de medias considerando los factores Especie y Provincia. Posteriormente se realizó un test de correlación entre las características de las parcelas, la mortalidad y la defoliación mediante el test de Spearman.

*Tabla 1. Caracterización selvícola y climática de las parcelas estudiadas. Abundancia: Porcentaje de presencia de la especie principal respecto al total de pies en la parcela. Mortalidad: Eventos de mortalidad registrados en la parcela durante todo el periodo. Msnm: Metros sobre el nivel del mar. Tm: Temperatura media de los últimos 20 años (°C). Pm: Precipitación acumulada anual media de los últimos 20 años (mm).*

Cod	Sp	Provincia	Cobertura	Mortalidad	Defoliación	Msnm	Tm	Pm
AL1005	24	Almería	100	0	20.82	845.96	14.3	342.98
AL1008	24	Almería	100	0	19.98	916.95	13.91	323.06
AL1010	24	Almería	50	0	14.98	1467.08	11.39	692.14
AL1024	24	Almería	100	0	15.91	1156.69	13.46	422.79

AL1044	24	Almería	87.5	5	18.65	614.42	16.12	440.5
AL1048	24	Almería	100	1	19.8	493.39	16.56	419.24
AL1068	24	Almería	100	2	17.2	957.91	14.49	374.13
AL1092	24	Almería	100	0	14.18	1080.54	13.94	540.03
AL1038	26	Almería	95.83	14	29.15	1621.84	11.27	555.48
GR1007	24	Granada	100	0	19.03	1269.9	12.09	696.62
GR1010	24	Granada	75	0	19.88	1336.39	11.91	912.39
GR1013	24	Granada	100	6	24.02	1103.28	13.2	474.6
GR1016	24	Granada	91.66	0	18.29	884.89	14.15	706.13
GR1046	24	Granada	79.16	0	17.95	1293.61	12.61	538.79
GR1074	24	Granada	100	7	24.6	1007.97	13.78	706.61
GR1103	24	Granada	71	0	14.9	1262.77	13.01	397.18
GR1116	24	Granada	62.5	0	20.95	1155.06	13.39	469.34
GR1118	24	Granada	100	0	22.2	1026.48	13.92	337.72
GR1158	24	Granada	83.33	0	17.55	1205.14	13	709.72
GR1169	24	Granada	100	0	18.52	1021.02	13.98	740.62
GR1179	24	Granada	100	0	14.19	784.35	14.88	756.65
GR1114	26	Granada	100	0	16.28	1268.17	12.62	750.93
GR1153	26	Granada	100	1	18.02	1461.63	12.27	466.46
GR1168	26	Granada	87.5	0	14.36	1236.68	12.94	686.78
JA1015	24	Jaén	100	0	19.83	919.44	13.74	673.25
JA1032	24	Jaén	50	2	20.31	942.22	13.53	744.8
JA1068	24	Jaén	83.33	0	17.23	1034.2	13.1	875.02
JA1086	24	Jaén	100	0	18.49	541.45	15.77	675.09
JA1088	24	Jaén	100	0	16.13	668.81	14.67	692.95
JA1164	24	Jaén	100	1	16.22	1166.45	13.28	878.58
JA1165	24	Jaén	100	0	16.52	711.26	15.52	427.73
JA1175	24	Jaén	100	2	20.04	1021.35	14.16	1002.15
JA1189	24	Jaén	100	11	19.88	969.45	13.94	696.75
JA1193	24	Jaén	100	4	30.72	869	14.51	549.96
JA1010	26	Jaén	100	18	16.87	1085.54	13.99	781.75
JA1033	26	Jaén	66.7	0	15.72	964.15	13.41	748.35
JA1051	26	Jaén	54.2	0	15.82	784.44	14.19	791.65
JA1107	26	Jaén	100	1	13.36	1162.88	12.92	1009.24

La tendencia temporal de la defoliación y de la mortalidad se evaluó de forma general, teniendo en cuenta los factores especie y localización (provincia). En el caso de la defoliación se analizó además la evolución temporal atendiendo al factor Clases de Defoliación. El estudio de las tendencias en el crecimiento en relación con la defoliación se llevó a cabo mediante un análisis de regresión lineal. En el análisis factorial se utilizaron técnicas no paramétricas ya que la defoliación no se ajustó en ningún caso a una distribución normal. Se utilizó el Test de Friedman acompañado del test de Kendall para estimar la presencia de diferencias en las tendencias temporales por factores, y la influencia del tamaño de los grupos en el resultado, respectivamente (Kendall, 1975). Finalmente, la defoliación se comparó entre factores utilizando el test por pares de Wilcoxon (Kosiorowski et al., 2019). La mortalidad se analizó mediante el Test de Supervivencia de Kaplan-Meier. No se censuraron casos, utilizando los datos iniciales (año 2000) sin reposición. La supervivencia se analizó

mediante un test de rangos logarítmicos (Log-Rank test) (Xie and Liu, 2005). En todos los test realizados se estableció un nivel de confianza del 95% ( $p=0.05$ ) para rechazar la hipótesis nula.

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo en el entorno de trabajo R (R Foundation for Statistical Computing, 2014. Vienna, Austria), usando R Studio (RStudio Inc. 2015. Boston, MA, USA), con el apoyo de paquetes como MASS, car, lmer, nortest, dunn.test, dendextend, y ggplot2 entre otros (<https://CRAN.R-project.org>).

#### 4. Resultados

##### Análisis descriptivo de las parcelas:

Las parcelas de *P. halepensis* se encontraron en elevaciones significativamente inferiores a las de *P. pinaster* en su conjunto ( $F=3.63$ ;  $p<0.05$ ). No se encontraron diferencias en la cobertura de las parcelas ( $\chi^2=0.5$ ;  $gl=2$ ;  $p=0.76$ ), al igual que para la defoliación ( $X^2 = 0.38$ ;  $gl=2$ ;  $p=0.83$ ), y la mortalidad ( $X^2 = 2.69$ ;  $gl=2$ ;  $p=0.26$ ), tanto en conjunto como para cada especie (Tabla 2). En cuanto a la precipitación media de las parcelas, fue significativamente inferior en las parcelas de *P. halepensis* ( $F=2.44$ ;  $p<0.05$ ), mientras que la temperatura media fue menor para las parcelas de *P. pinaster* ( $F=4.24$ ;  $p<0.05$ ).

La defoliación media de las parcelas estudiadas durante el periodo 2000-2018 fue del 18%, siendo para *P. halepensis* del 19% y para *P. pinaster* del 16% (Tabla 2). Evaluando la defoliación anual, la mayor defoliación media la presentó *P. halepensis*, alcanzando valores del 29% en Granada en el año 2017, 26% en Jaén en el año 2011, y hasta un 35% en Almería en el año 2016, mientras que el mayor valor de defoliación para *P. pinaster* se presentó en la parcela de Almería con un valor del 58% en 2008, con valores de un 35% en Granada en el año 2001 y del 26% en Jaén para el año 2014.

Tabla 2. Valores descriptivos de las variables características de las parcelas estudiadas. MSNM: metros sobre nivel del mar; TM: Temperatura media; PM: Precipitación media. \*:  $p<0.05$ ; \*\*:  $p<0.01$ ; \*\*\*:  $p<0.001$ ; n/s:  $p\geq0.05$ . Valores con diferente letra (superíndice) muestran diferencias significativas en el test de medias ( $p<0.05$ , corrección de Bonferroni). Los valores de dispersión muestran el error estándar.

	Cobertura	Mortalidad	Defoliación	MSNM	TM	PM
<i>P. halepensis</i>	91.12±2.73	1.36±0.47	18.96±0.61	991±42 <sup>b</sup>	13.87±0.21 <sup>a</sup>	607±34 <sup>b</sup>
<i>P. pinaster</i>	88.02±5.91	4.25±2.42	17.44±1.63	1198±88 <sup>a</sup>	12.95±0.31 <sup>b</sup>	724±54 <sup>a</sup>
<b>TOTAL</b>	90.47±2.49 <sup>n/s</sup>	1.97±0.66 <sup>n/s</sup>	18.65±0.60 <sup>n/s</sup>	1034±40*	13.68±0.18*	632±30*

La temperatura media característica mostró una correlación positiva con la cobertura ( $\rho=0.38$ ;  $p<0.05$ ). La mortalidad y la defoliación se correlacionaron significativamente en el conjunto de las parcelas ( $\rho=0.41$ ;  $p<0.05$ ). Por otro lado, no se encontraron correlaciones significativas entre dichas variables y ninguna de las características estudiadas sobre las parcelas (Figura 2).

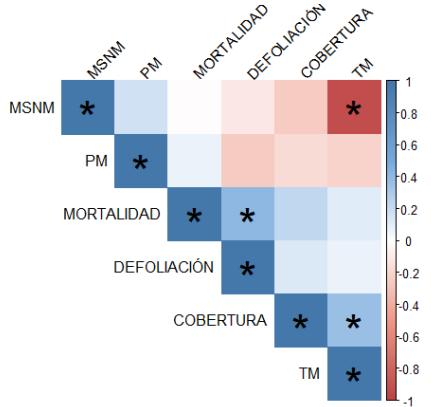


Figura 2. Gráfico de correlación de las características de las parcelas.

#### Tendencia temporal de la defoliación:

La defoliación presentó un incremento significativo a lo largo del periodo, tanto en el conjunto de las parcelas como por provincias. Dicha tendencia se comportó de forma diferente por provincias (Figura 4), siendo el incremento de la defoliación significativamente mayor en las parcelas de Almería que en el resto (Friedman  $\chi^2=32,42$ ;  $gl=18$ ;  $p<0.05$ ). Sin embargo, el número de parcelas presentes en cada provincia tuvo una gran influencia en estas diferencias (Kendall  $W=0.60$ ).

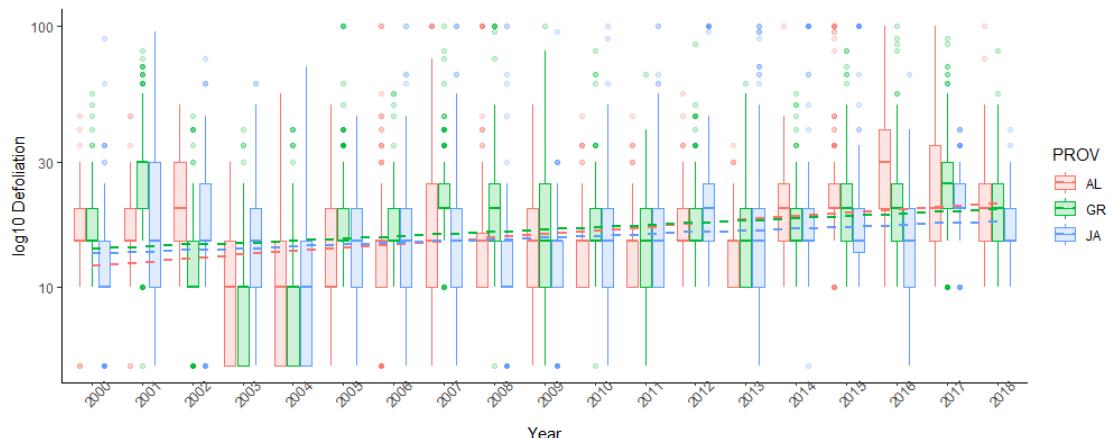


Figura 3. Evolución temporal de la defoliación por provincias. AL = Almería; GR = Granada; JA= Jaén.

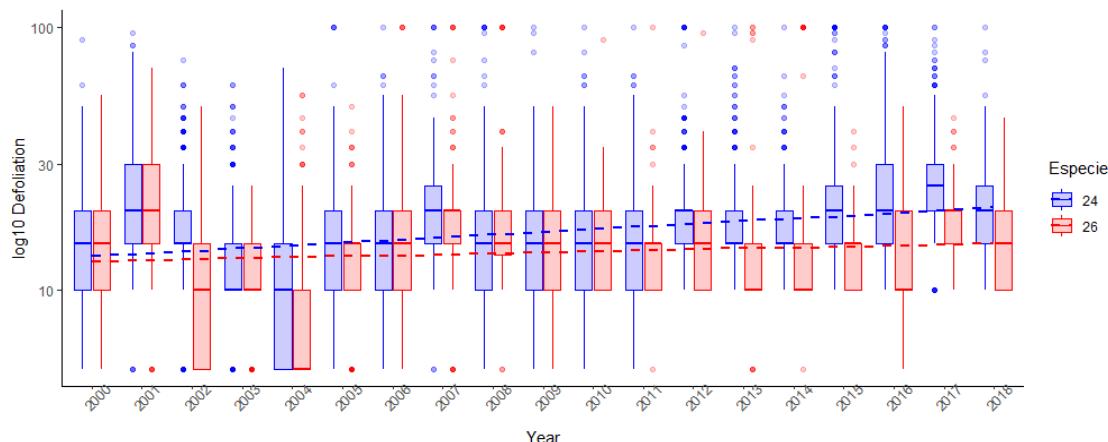


Figura 4. Evolución temporal de la defoliación por especie. 24: *P. halepensis*; 26: *P. pinaster*.

No se observaron diferencias en la evolución de la defoliación entre especies a lo largo del periodo (Figura 5) (Friedman  $\chi^2 = 27,03$ ;  $gl=18$ ;  $p=0.078$ ), aunque el pino carrasco presentó un incremento de la defoliación significativa y el pino negral no (Tabla 3). El test de Wilcoxon mostró que la defoliación para *P. halepensis* no sólo presentó mayor incremento durante el periodo, sino que, en términos generales, fue mayor que la defoliación de las parcelas de *P. pinaster* ( $W=163$ ;  $p<0,01$ ) (Figura 5).

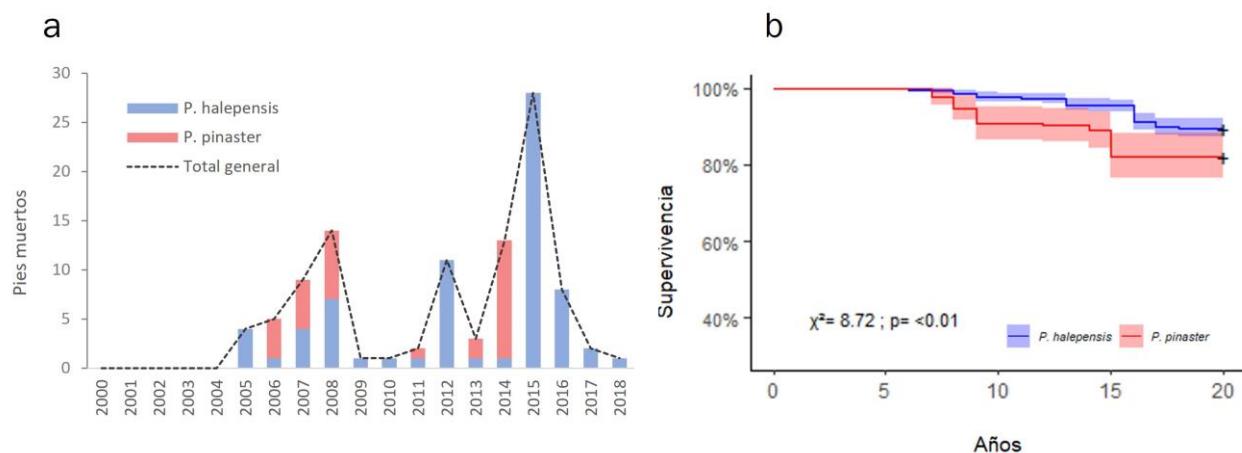
**Tabla 3.** Resultado del análisis de estimaciones de regresión por mínimos cuadrados para la tendencia lineal de la defoliación en el tiempo de forma general y por provincias. t: Valor del parámetro t de Student en el análisis de significación estadística para cada variable del modelo. F: Valor del parámetro de Fisher en el análisis de significación estadística del modelo en su conjunto. (p): Significación estadística.

Modelo	Variable	Estimación	Error	t (p)†	F (p)†
Def. General ~ Año	Intersección	-651,715	35,059	-18,59***	365,30***
	Año	0,334	0,018	19,11***	
Def. <i>P. halepensis</i> ~ Año	Intersección	-788,113	38,502	-20,47***	439,30***
	Año	0,402	0,019	20,96***	
Def. <i>P. pinaster</i> ~ Año	Intersección	-66,951	81,340	-0,823n/s	1,045n/s
	Año	0,041	0,041	1,022n/s	

† : \* =  $p \leq 0.05$ ; \*\* =  $p \leq 0.01$ ; \*\*\* =  $p \leq 0.001$ ; n/s =  $p > 0.05$

#### Mortalidad:

No se apreció ningún evento de mortalidad en las parcelas hasta el año 2004, correspondiendo los años de mayor mortalidad al 2008 y al 2015 (Figura 6, a). Los casos de mortalidad para *Pinus pinaster* se concentraron en el periodo comprendido entre 2006 y 2008, y en el año 2014. En 2015 se observó una importante incidencia de mortalidad en las parcelas de *Pinus halepensis*. La supervivencia de *P. pinaster* fue significativamente menor a la de *P. halepensis* para el conjunto de las parcelas (Figura 6, b), si bien las diferencias estuvieron influenciadas por la mortalidad en la parcela de Almería, que llegó a valores en torno al 60%.



**Figura 6.** Análisis de mortalidad en las parcelas de la Red SEDA de *P. halepensis* y *P. pinaster* de las provincias de Jaén, Granada y Almería. a: Gráfico de mortalidad absoluta. b: Resultados del análisis de supervivencia de Kaplan-Meier.

### Incidencia de agentes:

De forma general, los agentes bióticos más comunes identificados en las evaluaciones fueron los áfidos chupadores (*Cinara* spp., *Eulachus* spp., *Schizolachus* spp), *Leucapsis* sp., *Thaumetopoea pityocampa* y *Brachydetes suturalis*, mientras que los principales agentes abióticos relacionados con niveles de daño o defoliación fueron el déficit hídrico, la competencia y los incendios (Figura 7). El código “Otros agentes abióticos” fue el cuarto código más abundante en las evaluaciones del periodo entre los agentes abióticos. Entre los agentes bióticos específicos para cada especie, se encontró de forma relevante la presencia de *Pachyrhinus squamosus* en *P. halepensis* e *Ips sexdentatus* en *P. pinaster*.

El agente abiótico que predominó en el conjunto de las parcelas fue el estrés hídrico, como se puede ver en la Figura 7, aunque para los grados de defoliación más bajos no fue el agente principal (clase 0, defoliación <25%), mostrándose como causa mayoritaria de daños el código “Otros” en el caso de *P. halepensis*, o la competencia en el caso de *P. pinaster*. El defoliador *P. squamosus* se observó solo en dos de las provincias estudiadas (Almería y Granada). Otros agentes bióticos interesantes para dicha especie fueron *Cinara* sp y *Sirococcus* sp.

En el caso de *P. halepensis* se observó una tendencia al incremento de la incidencia del agente principal de daños, tanto bióticos como abióticos, con respecto al número de veces que se identificó. Tanto el déficit hídrico ( $F=63.6$ ,  $p<0.001$ ,  $R^2=0.78$ ), como la incidencia de *P. squamosus* ( $F=59.67$ ;  $p<0.001$ ,  $R^2=0.77$ ) presentaron una clara tendencia al incremento. La evolución de la incidencia del déficit hídrico en las parcelas de pino negral no fue significativa, a pesar del repunte de 2017 y 2018 ( $F=1.22$ ;  $p=0.282$ ;  $R^2=0.01$ ). El test de Friedman identificó diferencias marginales en las tendencias de la incidencia de déficit hídrico entre las parcelas de *P. halepensis* y *P. pinaster* ( $\chi^2=26.99$ ;  $gl=18$ ;  $p<0.1$ ), presentando mayor incidencia las parcelas de *P. halepensis* ( $W=120$ ;  $p<0.001$ ).

Mientras que la incidencia del resto de agentes abióticos a lo largo del tiempo fue estacionaria, con algunos incrementos puntuales de carácter aleatorio, en el caso de los agentes bióticos, varios presentaron incrementos notables de incidencia, como *Thyriopsis halepensis* ( $F=25.6$ ;  $p<0.001$ ;  $R^2=0.58$ ) o *Brachyderes suturalis* en el caso de *P. pinaster*, pero sólo si se consideran los últimos 10 años. Cabe señalar por su importancia como agente de daños, el incremento de la presencia de *Matsuccocus feytaudi* en las parcelas de *P. pinaster* en 2018.

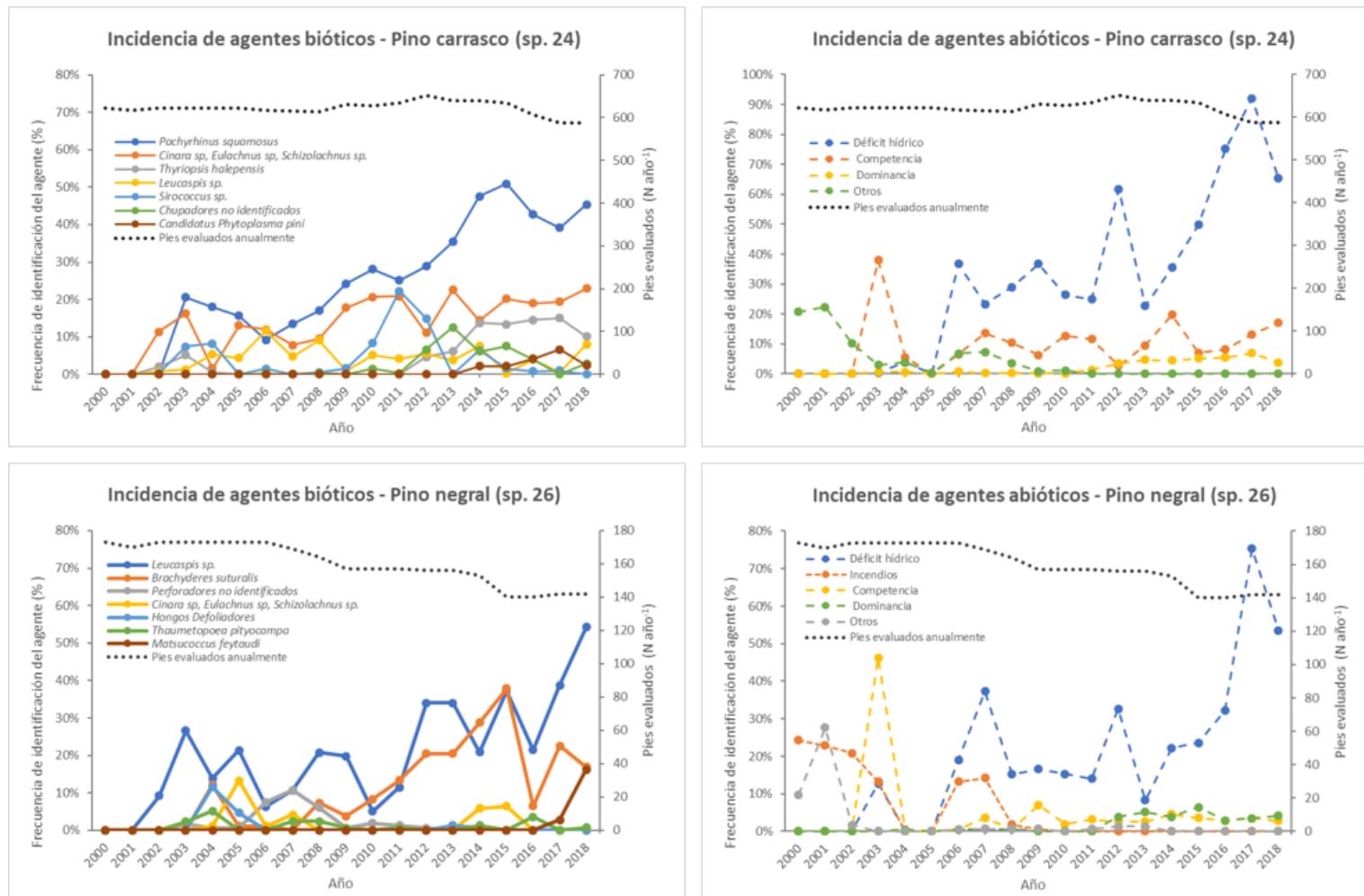


Figura 7. Evaluación temporal de la incidencia producida por los agentes abióticos y bióticos por especies. La línea discontinua negra indica la evolución en el número de pies evaluados a lo largo del periodo. La frecuencia de identificación del agente hace referencia a la abundancia relativa respecto al número de agentes identificados en cada evaluación.

## 5. Discusión

El decaimiento de los ecosistemas forestales es un proceso vinculado a factores de tipo biótico y abiótico. En este trabajo se ha estudiado la mortalidad y la defoliación de pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis*) y pino negral (pino resinero, *Pinus pinaster*) en Andalucía oriental, y su relación con los factores bióticos y abióticos, a partir de los datos de la Red SEDA para el periodo 2000-2018. Se han encontrado tendencias significativas en la mortalidad y la defoliación de las especies objeto de estudio en relación con el tiempo, que difieren en función de las localizaciones y de las especies. Estos resultados concuerdan con las observaciones hechas por varios autores, que identifican a las repoblaciones, y en menor medida a las masas naturales, de estas especies como particularmente sensibles a los procesos de decaimiento o a sufrir episodios severos de mortalidad (Guzmán-Álvarez *et al.*, 2018; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2018; Trujillo-Toro y Navarro-Cerrillo, 2019). El presente trabajo es una primera aproximación al análisis de estos datos, con un carácter descriptivo, centrándose en la evolución de las tendencias temporales, por lo que las diferencias en las características ambientales no se han evaluado en profundidad.

### Evolución de la defoliación y la mortalidad

La defoliación mostró un comportamiento no estacionario, con tendencia hacia valores mayores del grado de defoliación en todas las regiones de estudio. Esto coincide con las tendencias observadas por otros autores, que han identificado procesos similares asociados al estrés hídrico (Peñuelas *et al.*, 2001; Carnicer *et al.*, 2011; De La Cruz Calleja *et al.*, 2014; Sánchez-Cuesta *et al.*, 2021). Esta circunstancia puede estar viéndose agravada por el cambio climático provocando que las especies objeto de estudio se presenten en claro retroceso según los principales modelos de supervivencia (Bede-Fazekas *et al.*, 2014). El incremento de la defoliación puede relacionarse con este retroceso de la especie, como además indica el hecho de que el déficit hídrico sea el principal agente abiótico para las dos especies en los niveles de defoliación 1, 2 y 3.

La mortalidad es una de las variables, junto con la defoliación, con mayor importancia en el estudio del estado de los bosques (Neumann *et al.*, 2017). La evolución temporal de la mortalidad de las parcelas indica que los años de mayor mortalidad para ambas especies estuvieron comprendidos entre 2008-2015, presentando valores muy bajos los primeros años del periodo de estudio (2001-2005). Se puede ver como en el caso de *P. pinaster* la mortalidad fue elevada entre 2006-2008, y puntualmente en 2014; mientras que en el caso de *P. halepensis* muestra puntualmente valores extremos en 2012 y 2015, registrando su máximo valor este último año. Estos valores están relacionados con la localización. Así, *P. pinaster* muestra una mayor defoliación media en los años de mayor mortalidad en Almería con respecto al resto, mientras que *P. halepensis* lo manifiesta en la provincia de Granada. Esta observación coincide con los resultados de Ruiz-Portero *et al.*, (2004) para los pinares de la Sierra de los Filabres. Para *P. halepensis* se ve como desde 2005-2018 hay ciertas variaciones de la mortalidad, mostrando su mayor nivel de mortalidad registrado en el año 2015, acompañado de una defoliación media del 25%. Por otro lado, los resultados coinciden con los de otros autores, que comparando parcelas de las dos especies identificaron mayores tasas de supervivencia y menores índices de defoliación para *P. halepensis* (Cámara *et al.*, 2001).

### Incidencia de agentes

En este trabajo se mostró que el agente principal de daño para ambas especies durante el periodo estudiado fue el déficit hídrico, cuya tendencia ascendente fue evidente en las evaluaciones desde 2005-2018, coincidiendo con el inicio de los episodios relevantes de mortalidad. El déficit hídrico, es uno de los agentes abióticos más comunes en la zona de estudio, siendo la zona oriental de Andalucía una de las áreas de España que presenta condiciones de mayor aridez (Doblas-Miranda *et al.*, 2011). En la zona de estudio, la mayoría de las masas forestales proceden de repoblaciones

(Holgado *et al.*, 2002), mostrando actualmente muchas de ellas un decaimiento acelerado. La alta incidencia del déficit hídrico en las clases de defoliación más elevadas de ambas especies indica que el cambio climático es un factor crítico en la estabilidad de las masas de pinar de Andalucía oriental (Camarero *et al.*, 2013; Navarro-Cerrillo *et al.*, 2018; 2019; 2016).

Otros agentes abióticos que influyeron en el estado del arbolado fueron la competencia y los incendios forestales. Debe tenerse en cuenta que la falta de tratamientos silvícolas en muchas de las repoblaciones de la zona (Navarro-Cerrillo *et al.*, 2019) hace que la competencia limite el acceso a recursos (ej., agua y nutrientes), fundamentales para la supervivencia del arbolado. Las densidades elevadas favorecen el ataque de agentes bióticos incrementando los procesos de defoliación y mortalidad (Marañón *et al.*, 2012). Los incendios por su parte aparecen en este diagnóstico, con una mayor incidencia en *P. pinaster* que en *P. halepensis*, y juegan un papel importante por su carácter recurrente asociados, entre otros factores, a la ausencia de tratamientos silvícolas (claras y clareos), el abandono de usos tradicionales y el aumento de la población (turismo, áreas recreativas) (Pausas, 2004).

*Pachyrhinus squamosus* fue el agente biótico que se presentó con más frecuencia en *P. halepensis*, predominando su incidencia frente al resto durante todo el periodo. Sin embargo, no se encontró en las parcelas de Jaén. La principal explicación de esta ausencia puede estar relacionada con el clima, estando este curculiónido bien adaptado a zonas más secas. *Pachyrhinus squamosus* ha sido identificado como agente causal de daños en pino carrasco en otros lugares de la Península, asociado a perturbaciones abióticas (González-Ochoa y de las Heras, 2002). *Cynara* sp. es otro de los agentes que, junto con el anterior, predominan en todo el periodo de estudio, y aparece tanto en *P. halepensis* como en *P. pinaster* aunque de forma general muestra valores más elevados de presencia en *P. halepensis*, apareciendo de forma generalizada en todas las parcelas asociado a niveles de defoliación intermedios. *Sirococcus* sp. apareció con cierta frecuencia en años puntuales asociado a *P. halepensis* como *Pachyrhinus squamosus*. *Sirococcus strobilinus* es uno principales agentes bióticos causantes de la muerte de brotes de *P. halepensis* (Muñoz López, 1997). En los últimos años se han observado daños muy intensos en los brotes anuales de dicha especie tanto en masas naturales como en repoblaciones distribuidas por toda España asociados a dicho agente.

*Pinus pinaster* mostró un periodo de mortalidad mayor en 2006-2008 y 2014, coincidiendo a su vez con una defoliación ascendente en el periodo 2006-2008 e incluso alcanzando en este último año el valor máximo. Un posible motivo podría ser la asociación entre valores máximos de mortalidad con la presencia de *Leucapsis* sp, junto con déficit hídrico. No se han encontrado registros en otros trabajos que asocien la incidencia de *Leucapsis* spp. a daños en pinares en la Península Ibérica, aunque si se ha reportado como agente de daños en otras regiones europeas (Badr, 2014), incluyendo Portugal (Isaia & Manea, 2008) e Italia (Raspi y Antonelli, 1987). En 2014 -2015, se observó un descenso de pies evaluados con respecto al principio del periodo, con la mayor incidencia de mortalidad registrada en pino negral. Este episodio coincidió con la máxima frecuencia de aparición de *Brachyderes suturalis*, especie de curculiónido tradicionalmente asociado a grandes daños en plantaciones de *Pinus sylvestris* (Sáez Bolaño *et al.*, 2010). Este agente mostró una tendencia ascendente desde 2009 hasta 2015. En ese año se registró su valor de presencia más elevado, descendiendo posteriormente su frecuencia hasta desaparecer.

## 6. Conclusiones

El presente trabajo ofrece un análisis detallado de la evolución de la defoliación y la mortalidad en los pinares de carrasco y negral de las provincias orientales de Andalucía. Ante la presión que sufre esta zona por los cambios ambientales derivados de procesos antropogénicos, y la incertidumbre sobre la evolución que presentarán estas masas en los próximos años, disponer de esta información detallada es fundamental para dar soporte a las actividades de gestión forestal

frente a los desafíos del cambio global, poniendo en valor las redes de monitorización ambiental como herramienta de seguimiento y control del entorno natural. El análisis mostró que el pino negral se ha visto afectado durante el periodo por un aumento del estrés hídrico, junto con la presencia de agentes bióticos, como *Leucaspis* sp. y *Brachyderes suturalis*. Por su parte, *P. halepensis* mostró una tendencia de aumento de la defoliación más acusada, pero sin una elevada incidencia de mortalidad, excepto en 2015, coincidiendo con el pico máximo de registro del curculiónido *Pachyrhinus squamosus*. La combinación del estrés hídrico con picos de aparición de estos agentes podría identificarse como desencadenantes de episodios puntuales de mortalidad más o menos intensos, demostrando una vez más la relevancia de la interacción entre los agentes abióticos y bióticos en el decaimiento forestal. La selvicultura de gestión forestal adaptativa debería tener en cuenta la posible presencia de agentes conocidos pero que hasta ahora no se han considerado como importantes causantes de daños por plagas. No obstante, las interacciones específicas entre los agentes bióticos y el estado fitosanitario que se indican aquí deben ser consideradas con precaución, y deberían ser analizadas con mayor detalle en trabajos específicos para cada caso.

## 7. Agradecimientos

Los autores agradecen el soporte del proyecto SilvAdapt.Net (RED2018-102719T) así como el apoyo institucional del Campus de Excelencia Agroalimentario CeiA3 y la Universidad de Córdoba. Agradecimientos especiales a Ángel Carrasco Gotarredona, Sixto Rodríguez Reviriego, José Manuel Ruiz Navarro y todo el equipo de Equilibrios Biológicos de la Consejería de Agricultura, Pesca y Desarrollo Sostenible de la Junta de Andalucía, por su constante apoyo y ayuda con las bases de datos de la Red SEDA. F.J.R.-G. es beneficiario de un contrato financiado por la Junta de Andalucía y el Fondo Social Europeo, programa 2014-2020 (Ref. DOC\_055). P.G.M. es beneficiario de un contrato del “Plan Propio UCO 2019”.

## 8. Bibliografía

- AYRES, M.P.; LOMBARDERO, M.J.; 2017. Forest pests and their management in the Anthropocene. *Canadian Journal of Forest Research*, 48(3): 292-301.
- BADR, S.A.; 2014. Seasonal activity of the pine scale, *Leucaspis pusilla* Löw (Hemiptera: Diaspididae) on Aleppo pine trees, *Pinus halepensis* at Alexandria, Egypt. *Egyptian Academic Journal of Biological Sciences. A, Entomology*, 7(1): 153-164.
- BEDE-FAZEKAS, Á.; HORVÁTH, L.; KOCSIS, M.; 2014. Impact of climate change on the potential distribution of Mediterranean pines. *Időjárás / Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service*, 118(1): 41-52.
- CÁMARA, A.; URRIES, F.J.D.; BARAZA, C.; 2001 Determinación de las causas de decaimiento de las masas naturales de pinares de *Pinus halepensis* Mill. en la provincia de Zaragoza. En: Actas del III Congreso Forestal Español, Granada (pp. 6). Sociedad Española de Ciencias Forestales. Palencia.
- CAMARERO, J.J.; MANZANEDO, R.D.; SANCHEZ-SALGUERO, R.; NAVARRO-CERRILLO, R.M.; 2013. Growth response to climate and drought change along an aridity gradient in the southernmost *Pinus nigra* relict forests. *Annals of Forest Science*, 70(8): 769-780.
- CARNICER, J.; COLL, M.; NINYEROLA, M.; PONS, X.; SÁNCHEZ, G.; PEÑUELAS, J.; 2011. Widespread crown condition decline, food web disruption, and amplified tree mortality with

increased climate change-type drought. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(4): 1474-1478.

DE LA CRUZ CALLEJA, A.C.; GIL, P.M.; FERNÁNDEZ-CANCIO, T.; 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.

DOBLAS-MIRANDA, E.; RETANA, J.; 2011. CONSOLIDER, equipo M.; Amenazas y oportunidades ante el cambio global en los montes españoles: el proyecto MONTES Consolider. *Ecosistemas*, 20(1), 18.

DUQUE-LAZO, J.; NAVARRO-CERRILLO, R.M.; RUÍZ-GÓMEZ, F.J.; 2018. Assessment of the future stability of cork oak (*Quercus suber* L.) afforestation under climate change scenarios in Southwest Spain. *Forest Ecology and Management*, 409: 444-456.

DUQUE-LAZO, J.; NAVARRO-CERRILLO, R.M.; VAN GILS, H.; GROEN, T.A.; 2018. Forecasting oak decline caused by *Phytophthora cinnamomi* in Andalusia: Identification of priority areas for intervention. *Forest Ecology and Management*, 417: 122-136.

GONZÁLEZ-OCHOA, A.; DE LAS HERAS, J.; 2002. Effects of post-fire silviculture practices on *Pachyrhinus squamosus* defoliation levels and growth of *Pinus halepensis* Mill.. *Forest Ecology and Management*, 167(1): 185-194.

GUZMÁN-ÁLVAREZ, R.; NEBOT-SANZ, B.; GONZÁLEZ-SECO, J.; VENEGAS TRONCOSO, J.; CARRASCO, A.; SÁNCHEZ RUIZ, J.; MEDINA, M.; ZAMORA, R.; NAVARRO-CERRILLO, R.; SÁNCHEZ ANGUITA, A.; RODRIGUEZ, S.; RUIZ NAVARRO, J.; GÓMEZ DE DIOS, M.; MUÑOZ-RISUEÑO, A.; CÉSAR DE CÓRDOBA, R.; COBOS AGUIRRE, J.; SÁNCHEZ PALOMARES, S.; HENARES, I.; NAVARRO, J.; CANO-MANUEL, J.; RUIZ-GÓMEZ, F.; BRUNO NAVARRO, F.; 2018. Decaimiento de las repoblaciones de pinar en Andalucía. El caso de la Sierra de Baza. En: CIMAS: *I Congreso Internacional de las Montañas.*, Granada, 2018.

HOLGADO, P.M.; HERRÁIZ, C.S.; ESTÉBANEZ, N.L.; 2002. Influencia de las repoblaciones forestales en la evolución de las comunidades vegetales y orníticas de la Sierra de los Filabres (Almería). *Ería: Revista cuatrimestral de geografía*, (58): 157-176.

ISAIA, G.; MANEA, A.; 2008. Researches upon the *Leucaspis* genus in Romania and Portugal. *Bulletin of the Transilvania University of Brasov. Forestry, Wood Industry, Agricultural Food Engineering. Series II*, 1: 13, 2008.

LÓPEZ SANTIAGO, C.; BIDEGAIN, I.; GONZÁLEZ, J.A.; RAVERA, F.; MARTINEZ, R.; PANTOJA, J.; 2017. Evaluación socio-cultural de tipologías paisajísticas y servicios ecosistémicos en paisajes culturales mediterráneos mediante métodos de percepción visual. En: *Naturaleza, territorio y ciudad en un mundo global*, pp. 2032-2040.

LORENZ, M.; 1995. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests-ICP Forests-. *Water, Air, & Soil Pollution*, 85(3): 1221-1226.

MARAÑÓN, T.; IBÁÑEZ MORENO, B.; ANAYA ROMERO, M.; MUÑOZ ROJAS, M.; 2012. Estado y tendencia de los servicios de los ecosistemas forestales de Andalucía. Junta de Andalucía. pp.48. Sevilla.

MORENO, M.; VIÑUELA, E.; 2000. Principales cochinillas en los pinos españoles. *Bol. San. Veg. Plagas*, 26: 335-348.

MUÑOZ LÓPEZ, C.; 1997. *Sirococcus strobilinus* Preuss, un hongo responsable de la muerte de brotes en *Pinus halepensis* Miller. *Bol. San. Veg. Plagas*, 23: 595-606.

NAVARRO-CERRILLO, R.; RUIZ-GÓMEZ, F.; 2020. Seguimiento de plagas y enfermedades forestales en Andalucía: interpretación a diferentes escalas. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 46(1): 33-56.

NAVARRO-CERRILLO, R.M.; BEIRA, J.; SUAREZ, J.; XENAKIS, G.; SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; HERNÁNDEZ-CLEMENTE, R.; 2016. Growth decline assessment in *Pinus sylvestris* L. and *Pinus nigra* Arnold. forest by using 3-PG model. *Forest Systems*, 25(3): e068.

NAVARRO-CERRILLO, R.M.; GONZÁLEZ-MORENO, P.; RUIZ-GÓMEZ, F.J.; SÁNCHEZ-CUESTA, R.; GAZOL, A.; CAMARERO, J.J.; 2022. Drought stress and pests increase defoliation and mortality rates in vulnerable *Abies pinsapo* forests. *Forest Ecology and Management*, 504: 119824.

NAVARRO-CERRILLO, R.M.; RODRIGUEZ-VALLEJO, C.; SILVEIRO, E.; HORTAL, A.; PALACIOS-RODRÍGUEZ, G.; DUQUE-LAZO, J.; CAMARERO, J.J.; 2018. Cumulative drought stress leads to a loss of growth resilience and explains higher mortality in planted than in naturally regenerated *Pinus pinaster* stands. *Forests*, DOI-10.3390/f9060358, 9(6): 358, junio de 2018.

NAVARRO-CERRILLO, R.M.; SÁNCHEZ-SALGUERO, R.; RODRIGUEZ, C.; DUQUE LAZO, J.; MORENO-ROJAS, J.M.; PALACIOS-RODRIGUEZ, G.; CAMARERO, J.J.; 2019. Is thinning an alternative when trees could die in response to drought? The case of planted *Pinus nigra* and *P. Sylvestris* stands in southern Spain. *Forest Ecology and Management* 433: 313-324.

NEUMANN, M.; MUES, V.; MORENO, A.; HASENAUER, H.; SEIDL, R.; 2017. Climate variability drives recent tree mortality in Europe. *Global Change Biology*, 23(11): 4788-4797, 2017.

PEÑUELAS, J.; LLORET, F.; MONTOYA, R.; 2001. Severe drought effects on Mediterranean woody flora in Spain. *Forest Science*, 47(2): 214-218.

RASPI, A.; ANTONELLI, R.; 1987. Some notes on *Leucaspis pusilla* Loew (Homoptera Diaspididae), damaging to pine trees in Tuscany. *Frustula Entomologica*, 10: 127-152, 1987.

RUIZ GÓMEZ, F.J.; NAVARRO-CERRILLO, R.M.; PÉREZ-DE-LUQUE, A.; OEWALD, W.; VANNINI, A.; MORALES-RODRÍGUEZ, C.; 2019. Assessment of functional and structural changes of soil fungal and oomycete communities in holm oak declined dehesas through metabarcoding analysis. *Scientific Reports*, 9(1): 5315, 29 de marzo de 2019.

RUIZ-BENITO, P.; 2014. Patrones y factores subyacentes de la estructura y dinámica de bosques Mediterráneos: implicaciones teóricas y aplicadas. *Revista Ecosistemas*, 22(3): 128-130-130.

RUIZ-PORTERO, C.; BARRANCO VEGA, P.; CABELLO GARCÍA, T.; 2004. Escolítidos de pinos en la Sierra de los Filabres, Almería (España) (Coleoptera, Scolytidae). *Boletín de la SEA*, ISSN-1134-6094, (34): 119-122, 2004.

SÁEZ BOLAÑO, J.; BLANCO VILLERO, J.; SÁNCHEZ RUIZ, M.; ALONSO-ZARAZAGA, M.; LOS CURCULIONIDAE DE LA SIERRA DE TUDÍA (BADAJOZ, EXTREMADURA, ESPAÑA). I. EL GÉNERO BRACHYDERES SCHOENHERR, 1823. *Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa*, 46: 541-546, 2010.

SÁNCHEZ-CUESTA, R.; RUIZ-GÓMEZ, F.J.; DUQUE-LAZO, J.; GONZÁLEZ-MORENO, P.; NAVARRO-CERRILLO, R.M.; The environmental drivers influencing spatio-temporal dynamics of oak defoliation and mortality in dehesas of Southern Spain. *Forest Ecology and Management*, ISSN-0378-1127, DOI-10.1016/j.foreco.2021.118946, 485: 118946, 1 de abril de 2021.

SEIDLING, W.; 2016. The monitoring and research infrastructure of ICP Forests. Forest Condition in Europe. BFW Austrian Research Centre for Forests. pp. 206. Vienna.

SERVICIO DE ORDENACIÓN Y DEFENSA DE LOS RECURSOS FORESTALES; 2006. Manual para el establecimiento y la evaluación de las parcelas de la Red Andaluza De Seguimiento De Daños Sobre Ecosistemas Forestales (RED SEDA) y la Red Andaluza De Seguimiento De Daños Sobre Ecosistemas Forestales Con Presencia De Pinsapo (RED PINSAPO). Junta de Andalucía. pp. 86. Sevilla.

TRUJILLO-TORO, J.; NAVARRO-CERRILLO, R.M.; 2019. Analysis of site-dependent *Pinus halepensis* Mill. defoliation caused by '*Candidatus Phytoplasma pini*' through Shape Selection in Landsat time series. *Remote Sensing*, 11(16): 1868.