



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

Gestión forestal de adaptación al cambio climático en masas de pino carrasco

OLIVAR, J.¹, RAIS, A.², PRETZSCH, H.², BRAVO, F.³, MARTÍN, S.¹ y SÁNCHEZ, T.¹

¹ Agresta S. Coop. C/ Duque de Fernán Núñez, 2, 1º. 28012 Madrid.

² TU Munich. Chair of Forest Growth and Yield. Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 2. 85354 Freising, Alemania.

³ Instituto Universitario de Investigación en Gestión Forestal Sostenible (iuFOR) Universidad de Valladolid-INIA. Avda, Madrid 44. 34004 Palencia.

Resumen

Las predicciones climáticas para la zona del mediterráneo incluyen sequías prolongadas y un aumento en la frecuencia de eventos climáticos extremos, lo que sin duda afectará al crecimiento forestal. Los pinares son la infraestructura ecológica más importante de la región, siendo el pino carrasco (*P. halepensis* Mill.) una de las especies más representativas del paisaje mediterráneo. El presente estudio tiene como objetivo analizar cómo la modificación de la densidad de la masa forestal por medio de clareos puede amortiguar la respuesta del crecimiento de los árboles a los cambios del clima. Para ello, se definió una zona experimental en la que se establecieron distintas intensidades de clareo (eliminando el 15%, 30% y 45% del área basimétrica inicial) y se instalaron dendrómetros de banda en árboles dominantes y dominados dentro de cada una de ellas, que fueron medidos cada dos semanas durante ocho años. Los resultados muestran diferencias significativas entre clases sociales, intensidades de clareo y las variables climáticas analizadas en cuanto a distintos parámetros relacionados con el crecimiento forestal. Estos resultados suponen una valiosa información sobre la dinámica de los bosques con una baja disponibilidad de agua que servirá de apoyo a la toma de decisiones de sus gestores.

Palabras clave

Selvicultura, repoblaciones, dendroecología, dendrocronología, dendrómetro.

1. Introducción

En los últimos años, el estrés hídrico causado por las sequías graves y prolongadas ha provocado el declive del crecimiento de los árboles, y la mortalidad de los árboles a escala mundial (Allen et al. 2015). Se espera que la productividad forestal de las regiones mediterráneas también disminuya. Por lo tanto, en la región mediterránea, el agua se considera el recurso más limitante para el crecimiento de las plantas. En el futuro, se prevé que este parámetro esencial sea cada vez más crítico en la cuenca mediterránea, ya que los modelos de cambio climático predicen una disminución de las precipitaciones y un aumento de las temperaturas. Se espera que los periodos de sequía sean más largos y frecuentes, con una mayor irregularidad y un impacto notable en las zonas más áridas (Allan & Soden 2008; Easterling & Wehner 2009).

Una de las herramientas más importantes que tienen los gestores forestales para mitigar la influencia negativa de la sequía en el crecimiento de los árboles es el aclareo de las masas para reducir su densidad y hacer que los árboles restantes dispongan de más agua (Martín-Benito et al. 2010). Se ha comprobado que la modificación de la densidad de la masa mediante el aclareo puede amortiguar la respuesta del menor crecimiento y la pérdida de vigor de los árboles como consecuencia de la sequía al mejorar la disponibilidad de agua en el suelo para los individuos restantes (Olivar et al. 2014). Sin embargo, los árboles de diferentes tamaños y clases de copa compiten de forma diferente por la luz, el agua y otros recursos (Peet & Christensen 1987; Orwig & Abrams 1997). En consecuencia, las respuestas del crecimiento radial al clima varían considerablemente según la densidad local de los árboles y su clase social (Linares et al. 2009),

entendida como el diferente desarrollo de los pies dentro de una masa arbórea como consecuencia de la competencia. En particular, es útil conocer las respuestas de crecimiento a la sequía de los árboles en diferentes clases sociales (Adams & Kolb 2004).

El pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.) es la especie de pino más extendida en la región mediterránea y puede crecer en condiciones climáticas muy diversas (Barbéro et al. 1998; Richardson & Rundel 1998). El rango de temperatura media anual de su área de distribución natural es de 12 - 16°C y su rango de precipitación anual es de 300 - 700 mm (Serrada et al. 2008). La superficie cubierta por esta especie ha aumentado debido a las plantaciones realizadas durante el siglo XX y a la colonización espontánea de terrenos abandonados (Pausas et al., 2004). Dado que muchos bosques están dominados por esta especie, es necesario comprender mejor cómo el crecimiento a diferentes escalas de tiempo está limitado por el clima (Pasho et al. 2012). Los bosques españoles de *P.halepensis* ocupan 1.770.530 ha (Maldonado et al. 1998), de las cuales unas 800.000 ha son bosques naturales, constituyendo casi el 7% de la superficie forestal total de España (Esteban et al. 2010).

La mayoría de los estudios sobre las relaciones entre el crecimiento secundario (el crecimiento que resulta de la división celular en los meristemos cambiales o laterales y que provoca el engrosamiento de los tallos y las raíces) y el clima se basan en el incremento anual del crecimiento radial del tallo, que es una variable importante que permite conectar el crecimiento de los árboles y la variabilidad del clima a escala local y continental. Sin embargo, los dendrómetros nos permitieron obtener datos a corto plazo sobre la dinámica del crecimiento, que son necesarios para comprender las respuestas del crecimiento en relación con la variabilidad climática a escalas temporales cortas. La disponibilidad de esta información puede ser útil para evaluar el rango de plasticidad de una especie bajo condiciones ambientales variables como primer paso para predecir sus respuestas a futuros escenarios climáticos (de Luis et al. 2011).

2. Objetivos

En este trabajo se analiza la dinámica de crecimiento radial de *P. halepensis* de dos clases sociales (árboles dominantes y dominados) bajo diferentes intensidades de clara durante ocho años, basándose en registros de dendrómetros de bandas realizados cada dos semanas.

3. Metodología

La zona de estudio está situada en una plantación de *Pinus halepensis* de aproximadamente 65 años de edad en Ampudia (Palencia) (Figura 1). Dentro de la plantación había algunos individuos de *Pinus pinea* que no se incluyeron en el estudio. La zona se caracteriza por un clima mediterráneo continental, con bajas temperaturas invernales y frecuentes sequías estivales. En los últimos 20 años, la temperatura media anual fue de 10,7 °C (mínimo 6,4 °C, máximo 11,7 °C) y la precipitación media anual fue de 363 mm (mínimo 218 mm, máximo 598 mm).

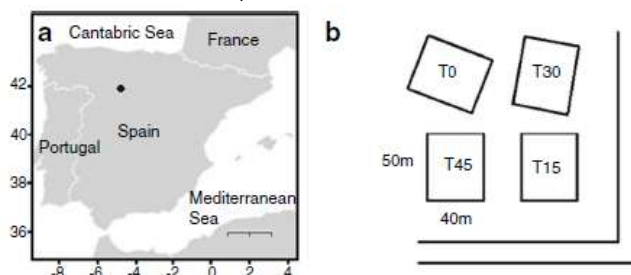


Figura 1. Ubicación y diseño de las parcelas experimentales. T0 = Control; T15 = Eliminación del 15% del área basimétrica; T30 = Eliminación del 30% del área basimétrica; T45 = Eliminación del 45% del área basimétrica. La reducción del área basimétrica se realizó como un aclareo por lo bajo.

Las claras se llevaron a cabo en otoño de 2010, en una zona de área basimétrica y estructura de rodal similares dentro del pinar (Tabla 1). Se establecieron cuatro parcelas experimentales de 40 m × 50 m y se aplicaron cuatro intensidades de aclareo 0%, 15%, 30% y 45% de reducción del área basal de la parcela de control sin entresacar (T0). El rodal sin entresacar se consideró como control. La reducción del área basal se realizó como un aclareo por lo bajo (Serrada et al. 2008).

Tabla 1. Características de las parcelas experimentales.

Parcela	% Reducción del AB	Ho (m)	AB inicial (m ² /ha)	AB final (m ² /ha)	Dg inicial (cm)	Dg final (cm)
T0	0	10,6	22,6	22,6	18,6	18,6
T15	15	10,1	27,6	23,5	18,2	18,9
T30	30	9,4	20,0	14,0	17,1	18,5
T45	45	9,1	20,5	11,2	17,6	21,2

En 2011 se instalaron 48 dendrómetros de banda de acero inoxidable (Dendrometer Increment Sensor DB20 EMS Brno) alrededor del tallo a la altura del pecho en 12 árboles elegidos al azar en cada parcela: seis árboles dominantes y seis dominados. Los árboles dominantes se definieron como aquellos que se encontraban por encima de todos los demás árboles de su entorno y que recibían toda la luz desde arriba, mientras que los árboles dominados se definieron como aquellos que crecían por debajo del dosel de copas (Olivar et al., 2012). En la mayoría de los casos, el diámetro de los árboles dominantes osciló entre 20 y 25 cm y el de los árboles dominados entre 10 y 15 cm.

La parte más externa de la corteza se eliminó suave y uniformemente con una escofina antes de colocar los dendrómetros. La eliminación de la corteza permitió reducir el hinchamiento y la contracción de la corteza como componente de la dinámica del incremento. Las lecturas de los dendrómetros se tomaron con una precisión de 0,01 mm. Las lecturas se realizaron por la mañana para reducir el sesgo diurno, ya que la transpiración diurna provoca la contracción del tallo (Zweifel et al. 2001). Siguiendo a Keeland & Sharitz (1993), las mediciones obtenidas en los tres primeros meses tras la instalación se descartaron por estar dentro del periodo de ajuste de los dendrómetros de banda.

Los datos de los dendrómetros se registraron bisemanalmente durante un periodo de 8 años. La tercera columna de la Tabla 2 ("n") indica el número de árboles utilizados para cada año, la cuarta columna indica el porcentaje de árboles omitidos debido a irregularidades en las series anuales.

Tabla 2. Descripción detallada de los datos (desviación estándar entre paréntesis).

Año	Clase social	n	Pies eliminados (%)	Dn (cm)	SDI (pies/ha)	Índice de aridez de De Martonne (mm/°C)	Precipitación invierno (mm)
2011	dominados	17	29	17,3 (6,5)	823 (502)	5,9	96
	dominantes	23	4	21,2 (4,8)	834 (426)		
2012	dominados	9	62	18,8 (5,7)	712 (340)	8,2	28
	dominantes	22	8	21,8 (4,8)	852 (427)		
2013	dominados	14	42	17,6 (6,8)	834 (521)	18,3	109
	dominantes	17	29	21,7 (5,0)	869 (483)		
2014	dominados	18	25	17,2 (7,2)	731 (445)	11,1	177
	dominantes	22	8	22,5 (4,8)	835 (436)		
2015	dominados	4	83	20,0 (5,3)	661 (81)	9,7	55
	dominantes	15	37	22,7 (5,4)	701 (280)		

2016	dominados	16	33	18,2 (7,5)	670 (390)	11,2	127
	dominantes	23	4	23,2 (4,8)	834 (426)		
2017	dominados	2	92	20,3 (3,8)	622 (43)	5,5	63
	dominantes	8	67	25,5 (5,4)	584 (160)		
2018	dominados	15	37	17,2 (6,4)	808 (460)	20,2	99
	dominantes	23	4	23,8 (4,9)	834 (426)		

La clase social de los árboles se describió según Pretzsch & Biber (2010) mediante el índice de densidad de rodales local (SDIlocal). La competencia se definió mediante una versión local modificada del índice de densidad de rodales original SDI (Reineke 1933). Los valores originales del diámetro normal (Dn) se suavizaron utilizando "smooth.spline" del paquete R "stats". El número de grados de libertad se fijó en 13 (variable "df" en el comando R), lo que dio como resultado un suavizado moderado (Figura 2a). A continuación, se calculó el área basimétrica. Este conjunto de datos se analizó para identificar el inicio, el final, la duración y el crecimiento total del periodo vegetativo de cada árbol. La longitud del crecimiento se definió como la diferencia entre los días en que se alcanzó el 98% (fin del crecimiento) y el 2% (inicio del crecimiento) del crecimiento total anual. Además, se calculó el día del año (DOY) en el que se alcanzó el 25%, el 50% y el 75% del crecimiento total en cada periodo vegetativo (Figura 2b).

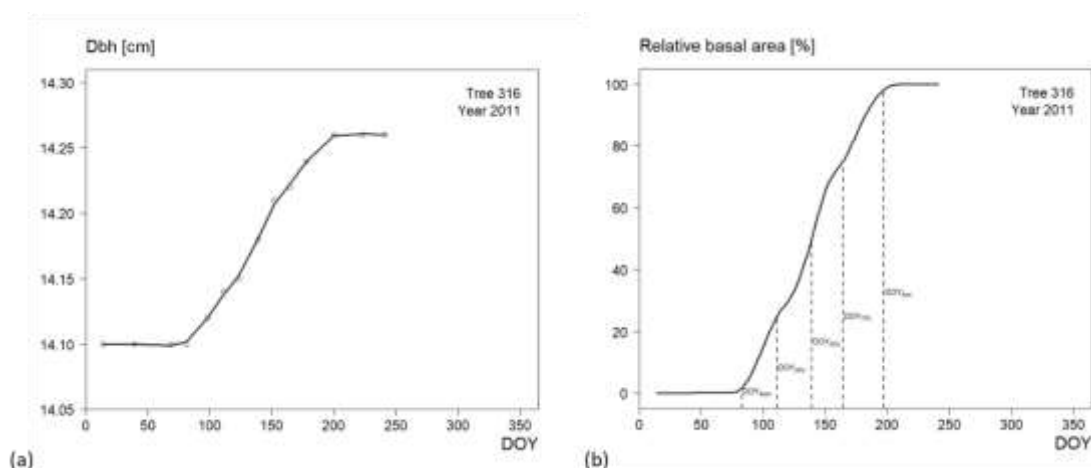


Figura 2. Los diámetros originales (círculos abiertos) se suavizaron (línea negra) para cada año (a). A partir de los datos suavizados, se calculó el área basimétrica y se relacionó con el crecimiento anual total (área basimétrica relativa); se calcularon diferentes variables: DOYStart, DOY25%, DOY50%, DOY75% y DOYEnd (b).

Las variables bioclimáticas diarias (temperatura y precipitación) se midieron en la estación meteorológica de Fuentes de Nava, al ser la más cercana (datos proporcionados por Inforriego) (Figura 3). A partir de ellas se calculó el índice de aridez de De Martonne (1926) aplicado, por ejemplo, por Uhl et al. (2013) o por Rais et al. (2014). El índice se calculó para el tiempo comprendido entre el 1 de marzo y el 30 de noviembre. La precipitación invernal de un año concreto abarcó desde principios de diciembre del año anterior hasta finales de febrero del año de interés.

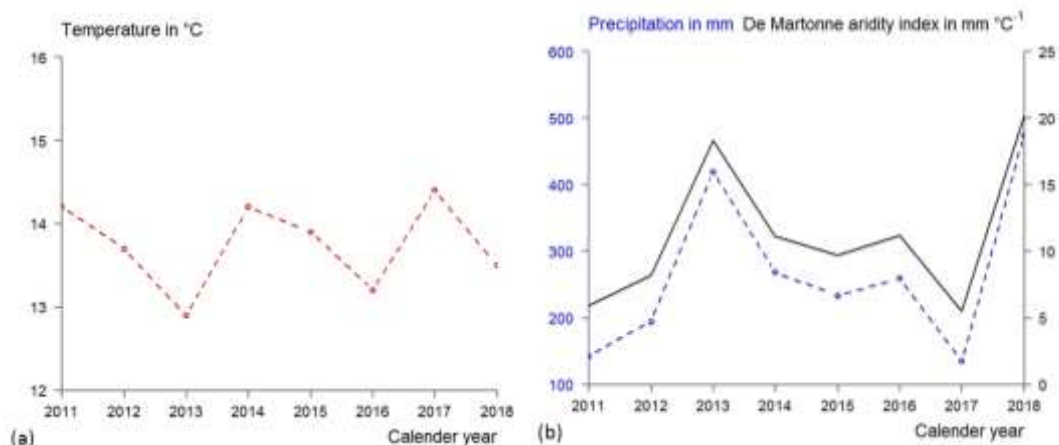


Figura 3. Temperatura media anual (a) y suma de las precipitaciones (línea discontinua) (b) de 2011 a 2018 de la estación meteorológica más cercana; a partir de esos dos parámetros, la evolución del índice de-Martonne (b) en línea continua.

El crecimiento de los árboles y_{ij} se describió mediante las siguientes variables, todas ellas referidas al área basimétrica: Incremento anual (absoluto), duración del periodo de crecimiento anual, inicio del crecimiento anual, final del crecimiento anual, día del año en que se alcanza el 25%, 50% y 75% del crecimiento anual. En un primer paso, se realizó un análisis para verificar si el crecimiento del árbol y está relacionado con alguna de las siguientes variables explicativas: intensidad de clara *ThinInt*, clase social del árbol *SocStat* (dominado o dominante), diámetro del árbol a la altura del pecho *DBH*, competencia *SDIlocal*, índice de aridez De Martonne del periodo de vegetación *DeMart* y precipitación del invierno del año anterior *PrecWint*.

Para analizar el efecto del árbol, el rodal y las condiciones meteorológicas en el crecimiento intra-anual, se utilizó el modelo mixto aditivo generalizado (Zuur et al. 2009). Con el GAMMS, pudimos integrar los efectos no lineales en el crecimiento mediante suavizadores no paramétricos en un modelo lineal. Formulamos la función básica del GAMM abarcando todas las posibles variables explicativas:

$$y_{ij} = a_0 + a_1 \times \text{ThinInt} + a_2 \times \text{SocStat} + a_3 \times \text{DBH} + a_4 \times \text{SDIlocal} + a_5 \times f_1(\text{DeMart}) + a_6 \times f_2(\text{PrecWint}) + b_j + \varepsilon_{ij}$$

El índice i representaba el año y el índice j el árbol, y a_0 , a_1 , a_2 , a_3 , a_4 , a_5 y a_6 son los coeficientes del modelo. La variable explicativa *SocStat* es de tipo categórico y con código dummy (niveles: dominante se codificó como 1 y dominado como 0); la referencia es un árbol dominante. Las funciones no paramétricas f_1 y f_2 son suavizadores no lineales que deben ajustarse.

Además de estos efectos fijos, se consideraron efectos aleatorios para ajustarse a la estructura de errores de los datos. El parámetro b_j fue un efecto aleatorio anidado a nivel de árbol (Pinheiro & Bates 2000, Zuur et al. 2009) que considera la posible correlación de las observaciones posteriores (autocorrelación temporal). Se supuso que el efecto aleatorio se distribuía normalmente con media cero y varianza constante. La varianza específica a nivel de nido se estimó durante el proceso de ajuste del modelo. El símbolo ε_{ij} representa los errores aleatorios independientes e idénticamente distribuidos. Por último, se generaron todas las combinaciones posibles de modelos a partir de seis variables explicativas utilizando la siguiente ecuación:

$$\sum_{k=1}^n n! / ((n-k)! \times k!),$$

donde k es el número de variables independientes. Se utilizó el criterio de información de Akaike (AIC) como criterio de adaptación para la selección del mejor modelo (Akaike 1974). Sobre la base de los valores del AIC con un delta inferior a 4, se calcularon las ponderaciones de Akaike para añadir una inferencia multimodelo y reflejar la incertidumbre de la selección del modelo con mayor precisión (Burnham y Anderson 2004). El procesamiento se realizó dentro del entorno de programación de R (R Development Core Team 2016) y los paquetes de R tidyverse (Wickham et al. 2019), mgcv (Wood 2017) y MuMIn (Barton 2019).

4. Resultados

La Tabla 3 ofrece un resumen de los principales resultados del análisis. Para los diferentes parámetros dependientes sólo se muestra el mejor modelo. Las claras mostraron un impacto significativo en el crecimiento anual total. En el periodo de tiempo entre 2011 y 2018, los árboles crecieron $0,112 \text{ cm}^2/\text{año}$ más con cada porcentaje de eliminación de área basimétrica del rodal. Los resultados del modelo mixto aditivo generalizado confirmaron que la clase social del árbol influye significativamente en su crecimiento. En comparación con los árboles dominados, los árboles dominantes crecieron $7,20 \text{ cm}^2/\text{año}$ más en términos de área basimétrica.

El tamaño de los árboles, expresado como DAP, afectó significativamente al crecimiento anual total. Los árboles más gruesos condujeron a un aumento significativo del crecimiento del área basimétrica total de $0,423 \text{ cm}^2/\text{año}$. El clima mostró un impacto predominante en todas las variables analizadas. El efecto de la condición climática dentro del año fue significativo (Figura 4). Un índice De Martonne alto produjo un final más temprano del crecimiento anual (Figura 4b), lo que resultó en una duración más corta del período de crecimiento anual (Figura 4c). Un aumento del índice de De Martonne (hasta $12,5 \text{ mm}/^\circ\text{C}$) provocó que se alcanzase antes el 25% (Figura 4d), 50% (Figura 4e) y 75% (Figura 4f) del crecimiento anual. Sin embargo, los valores más altos del índice De Martonne provocaron un retraso en la consecución de estos porcentajes de crecimiento anual.

Tabla 3. Estadísticas GAMM; efecto de ThinInt, SocStat, DBH, SDIlocal, DeMart y PrecWint sobre las características del área basimétrica como el incremento anual, la duración del crecimiento anual, el inicio del crecimiento anual, el final del crecimiento anual, el día del año en que se alcanza el 25%, el 50% y el 75% del crecimiento anual. Los números entre paréntesis junto a los coeficientes de regresión representan el error estándar. Significación: ***, $p < 0,001$; **, $p < 0,01$; *, $p < 0,05$; -, $p < 0,1$; -, no significant.

Variable		Parámetro/ coeficiente	Crecimiento anual total (cm ² /año)	Duración del crecimiento anual (días)	Comienzo del crecimiento anual (día del año)	Fin del crecimiento anual (día del año)	DOY25%	DOY50%	DOY75%
		a0	-2.8 (1.9)	234 (2)	81 (1)	315 (1)	132 (2)	164 (2)	215 (6)
ThinInt		a1	0.112*** (0.034)	-	-	-	-0.102** (0.038)	-0.198** (0.067)	-
SocStat	dominados	a2	-	-	-	-	-	-	-
	dominantes		7.20*** (1.25)	-	-	-	-0.220 (0.105)	-	-
DBH		a3	0.423*** (0.094)	-	-	-	-	-	-
SDIlocal		a4	-	-	-	-	-	-	$1.28 \times 10^{-2} \bullet$ (6.53×10^{-3})
DeMart		a5	-	***	***	**	***	***	*
PrecWint		a6	***	***	***	-	***	***	***
		R ²	0.534	0.255	0.274	0.030	0.257	0.369	0.299
		AIC weights	0.658	0.112	0.215	0.144	0.186	0.345	0.167
		n	248	248	248	248	248	248	248

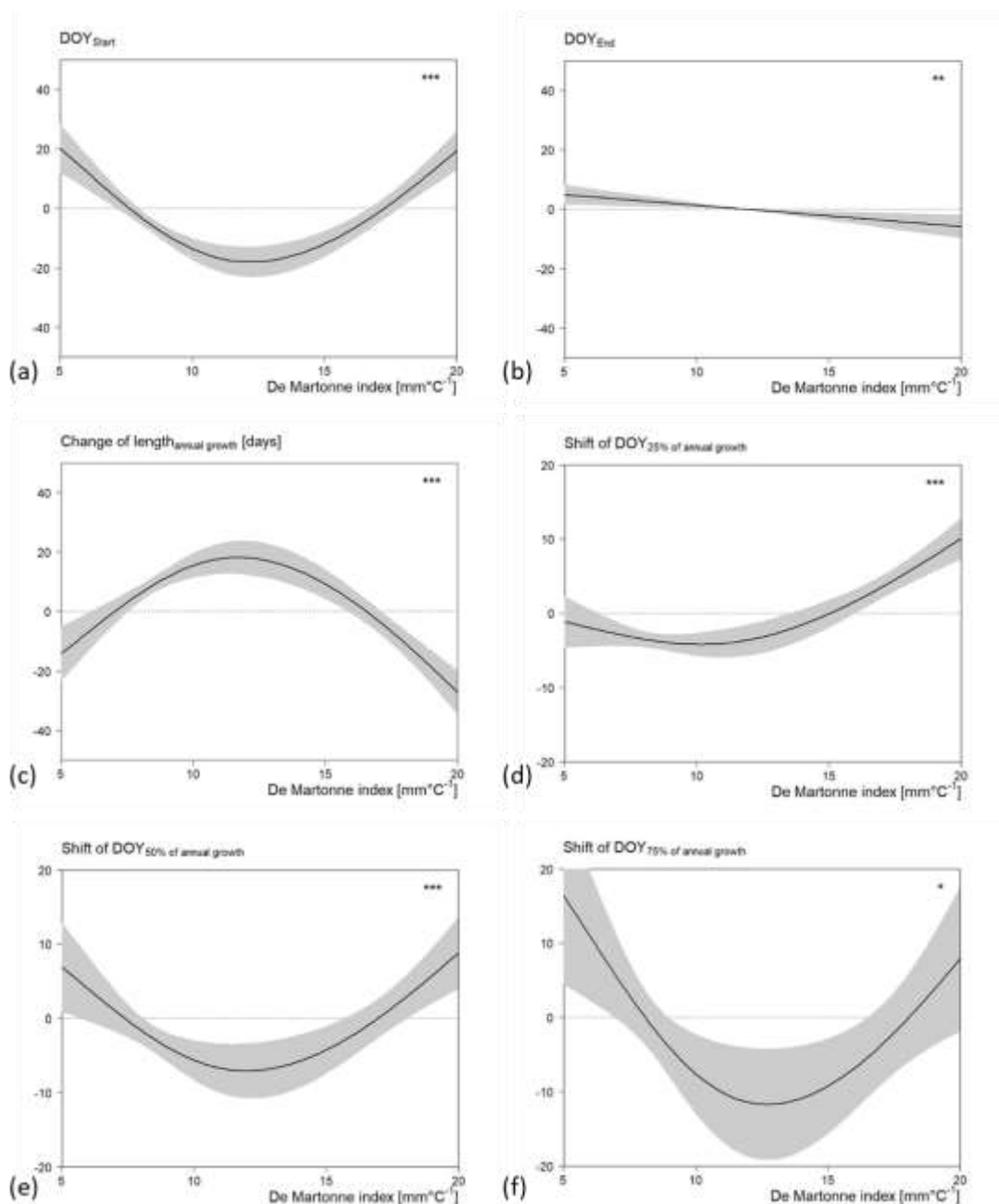


Figura 4. El efecto del índice De Martonne en diferentes variables dependientes: el inicio del crecimiento anual en DOY (a), el final del crecimiento anual en DOY (b), la duración del crecimiento anual (c), el DOY cuando los árboles alcanzaron el 25% (d), el 50% (e) y el 75% de su crecimiento anual (f).

Las precipitaciones invernales tuvieron un impacto significativo en el crecimiento global (Figura 5). Unas precipitaciones escasas de sólo 20 mm en el invierno anterior produjeron una disminución de 5 cm anuales en comparación con el aumento global medio, mientras que las precipitaciones superiores a 80 mm produjeron un aumento del crecimiento (Figura 5a). Las altas precipitaciones invernales (hasta 130 mm) produjeron un inicio más temprano del periodo de crecimiento, mientras que las precipitaciones invernales de más de 130 mm produjeron un retraso en el inicio (Figura 5c), reduciendo así la duración del periodo de crecimiento del individuo (Figura 5b). Las precipitaciones invernales entre 60 y 140 mm provocaron un adelanto del 25% (Figura 5d), 50% (Figura 5e) y 75% (Figura 5f) del crecimiento anual total.

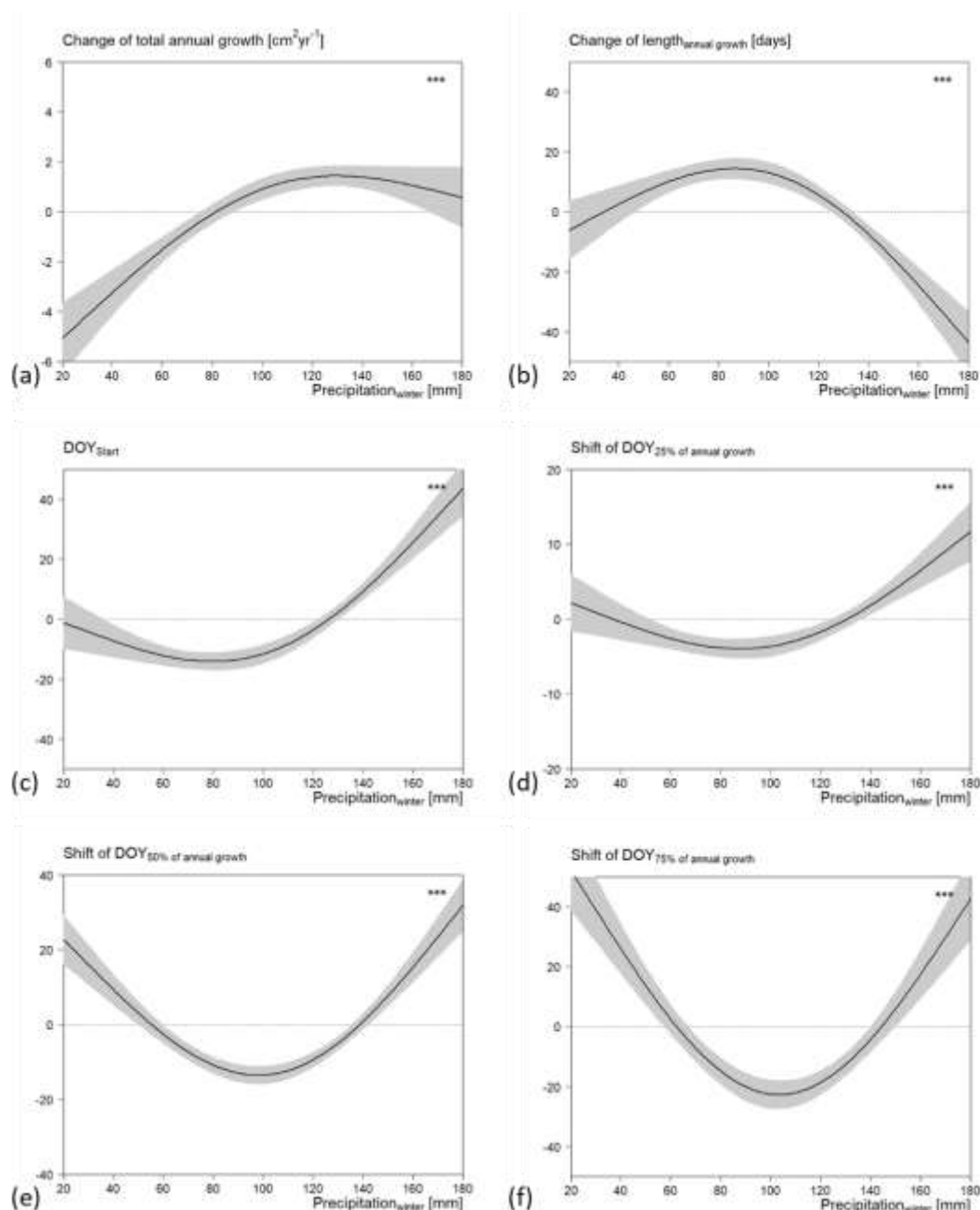


Figura 5. Relación entre las precipitaciones del invierno anterior y el inicio del crecimiento anual en DOY (día del año) (a), el final del crecimiento anual en DOY (b), la duración del crecimiento anual (c), el DOY cuando los árboles alcanzan el 25% de su crecimiento anual (d), el DOY cuando los árboles alcanzan el 50% de su crecimiento anual (e), el DOY cuando los árboles alcanzan el 75% de su crecimiento anual (f).

5. Discusión

Las claras mejoraron significativamente el crecimiento de los árboles, lo que se corresponde con estudios anteriores (Linares et al., 2009; Van der Maaten et al., 2012; Olivar et al., 2014; Lechuga et al., 2017; Jiménez et al., 2019). El crecimiento radial de los árboles responde a las variaciones climáticas de forma diferente en función de la densidad de la masa (Linares et al., 2009). Sin embargo, pocos estudios han evaluado los efectos de las claras en la sensibilidad al clima, especialmente en los bosques sensibles a la sequía, donde los efectos combinados de la sequía y la competencia no se conocen a fondo (Carnwath et al., 2012; Olivar et al., 2014; Aldea et

al., 2017; Jiménez et al., 2019). La intensidad de clara influyó en el momento en que los árboles alcanzan los diferentes porcentajes de su crecimiento total anual. En las masas con mayor intensidad de clara, los árboles alcanzaron el 25% y el 50% de su crecimiento total anual más tarde que en las masas con menor intensidad de clara. Existe un efecto de la competencia individual en el momento en que los árboles alcanzan el 75% de su crecimiento anual total. Sin embargo, estas diferencias no fueron significativas.

La competencia por los recursos entre los árboles ha sido ampliamente reconocida como un factor determinante de la dinámica forestal, influyendo en las funciones ecológicas y en el ciclo biogeoquímico e incluso se han propuesto medidas de gestión forestal con el objetivo de reducir la vulnerabilidad a la sequía en un contexto de cambio climático (Van der Maaten et al., 2012). Sin embargo, algunos estudios sugieren que, en los ecosistemas semiáridos, una mayor densidad podría amortiguar o mitigar los efectos adversos de la competencia por el agua durante los eventos climáticos extremos (Gea-Izquierdo et al., 2009; Moreno-Gutiérrez et al., 2012), especialmente en los rodales más viejos que se vuelven más propensos a la sequía cuando se realizan claras (D'Amato et al., 2013). Por tanto, los gestores forestales podrían tener en cuenta las características de su bosque antes de reducir la densidad de árboles mediante claras, ya que modulan la influencia del clima en las condiciones microclimáticas, el rendimiento del crecimiento de los árboles y la mortalidad (Martín-Benito et al., 2010; Aldea et al., 2017).

El modelo GAMM no mostró un efecto significativo de la intensidad de las claras sobre la duración del periodo de crecimiento anual. Algunos estudios han indicado previamente la prolongación de la temporada de crecimiento después de las claras. Linares et al. (2009) y van der Maaten et al. (2012) demostraron que una reducción de la competencia a través de claras prolongó el crecimiento en especies tan diferentes como *Abies pinsapo* Boiss. y *Fagus sylvatica* L. Los principales factores que estimulan este proceso son una mayor radiación y/o una mayor temperatura del aire y del suelo proporcionada después de las claras (Jiménez et al., 2019).

La clase social influyó significativamente en el crecimiento total anual de los árboles. Sin embargo, no hubo diferencias en cuanto a la duración de su crecimiento anual. En ambientes semiáridos, los árboles dominados suelen tener un acceso más limitado a las reservas de agua del suelo que los árboles dominantes, debido a sus sistemas radiculares menos profundos y desarrollados, especialmente en rodales con alta densidad. Por tanto, sus tasas de crecimiento fluctúan en función de las reservas de agua a corto plazo concentradas en las capas superficiales del suelo, mientras que los árboles dominantes con sistemas radiculares más desarrollados y los árboles dominados en rodales con densidades bajas y, por tanto, con mejor acceso al agua, muestran tasas de crecimiento más homogéneas (Olivar et al. 2014). Este acceso continuo a las reservas de agua de los árboles dominantes tiene un impacto significativo en su crecimiento anual total.

Los resultados también mostraron que los árboles más grandes (mayor DAP) tuvieron un crecimiento anual total significativamente mayor. Algunos procesos fisiológicos de los árboles, como la demanda de agua y nutrientes, la resistencia hidráulica y las tasas de fotosíntesis, están asociados al tamaño del árbol (Mencuccini et al. 2005) y, por tanto, es muy probable que las señales ambientales relacionadas con el crecimiento también dependan del tamaño (De Luis et al., 2009).

Las condiciones meteorológicas mostraron un impacto predominante en el crecimiento de los árboles. El índice De Martonne del periodo vegetativo mostró un impacto significativo en la duración del crecimiento anual. Un índice De Martonne elevado, que implica una baja aridez, produjo un final más temprano del crecimiento anual, lo que dio lugar a una duración del periodo de crecimiento significativamente más corta. Este resultado añade información a estudios previos que definían la

humedad del suelo como el factor climático que influye en mayor medida en el crecimiento de los árboles. Se espera que la disponibilidad de agua sea el principal factor limitante del crecimiento en un clima mediterráneo, y su influencia disminuya con la altitud, mostrando la temperatura la tendencia contraria (Cherubini et al. 2003).

Las precipitaciones durante el invierno anterior al periodo de vegetación analizado influyeron significativamente en el crecimiento anual total. Unas mayores precipitaciones invernales produjeron un inicio más temprano del crecimiento anual, dando lugar a un periodo de crecimiento más largo. Estos resultados añaden información a estudios anteriores (Olivar et al., 2014; Papadopoulos et al., 2009). Los efectos del periodo de crecimiento anterior pueden influir significativamente en el crecimiento de los árboles, especialmente en zonas con condiciones climáticas duras (Lara et al. 2013). Las reservas de la temporada de crecimiento anterior pueden afectar a la formación de madera en el año siguiente (Babst et al., 2013). Estos efectos de retardo son posiblemente introducidos por un mayor almacenamiento de nutrientes y una serie de procesos climáticos y biológicos, como el retraso del final de la temporada de crecimiento (Moser et al., 2010).

La resistencia de los árboles individuales al estrés por sequía mejora con las claras, ya que la reducción de la densidad de la masa disminuye la competencia por los recursos (Misson et al. 2003; Moreno & Cubera 2008; Gea-Izquierdo et al. 2009). Sin embargo, no se debe concluir que las masas abiertas son siempre deseables. Los gestores forestales deberían mantener una densidad de rodal adecuada para mitigar el efecto de los extremos climáticos, teniendo en cuenta otros parámetros del ecosistema como la edad de la masa, la regeneración o la protección del suelo (Gea-Izquierdo et al. 2009). Además, los resultados muestran que la promoción de rodales más diversos que mezclen especies con un patrón temporal y espacial complementario de captación de agua aumentará su resiliencia ante nuevos descensos de crecimiento.

6. Conclusiones

Las claras mostraron un impacto significativo en el crecimiento anual total, y el clima mostró un impacto predominante en todas las variables analizadas. La clase social de los árboles influyó en su crecimiento anual total, pero no afectó a las variables intra-anales. Los árboles dominantes, con sistemas radiculares más desarrollados, tienen acceso a reservas de agua más profundas que los árboles dominados. La disponibilidad de agua se confirmó como el principal impulsor del crecimiento de los árboles en ambientes mediterráneos, con una alta influencia de las precipitaciones durante el invierno previo como reserva de agua, por lo que el mejor acceso a las reservas de agua por parte de los árboles dominados puede ser el causante del impacto significativo en su crecimiento anual total. La gestión forestal mediante claras confirmó su valor para mejorar los efectos de las limitaciones hídricas en el crecimiento individual de los árboles. Estos resultados pueden ayudar a los gestores a entender cómo la alteración de la densidad de la masa afecta de forma diferencial a las respuestas en el crecimiento de *Pinus halepensis* al clima.

7. Agradecimientos

Esta publicación ha recibido financiación del programa de investigación e innovación Horizonte 2020 de la Unión Europea en el marco del acuerdo de subvención Marie Skłodowska-Curie n° 778322.

8. Bibliografía

ADAMS, H.D.; KOLB, T.E.; 2004. Drought responses of conifers in ecotone forests of northern Arizona: tree ring growth and leaf $\delta^{13}C$. *Oecologia* 140, 217 - 225.

AKAIKE, H.; 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Trans. Automat. Contr.* 19(6): 716 - 723.

ALDEA, J.; BRAVO, F.; BRAVO-OVIEDO, A.; RUIZ-PEINADO, R.; RODRÍGUEZ, F.; DEL RÍO, M.; 2017. Thinning enhances the species-specific radial increment response to drought in Mediterranean pine-oak stands. *Agric. For. Meteorol.* 237-238, 371 - 383.

ALLAN, R.P.; SODEN, B.J.; 2008. Atmospheric warming and the amplification of precipitation extremes. *Science* 321(5895), 1481 - 1484.

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(8), 129.

BABST, F.; POULTER, B.; TROUET, V.; TAN, K.; NEUWIRTH, B.; WILSON, R.; CARRER, M.; GRABNER, M.; TEGEL, W.; LEVANIC, T.; PANAYOTOV, M.; URBINATI, C.; BOURIAUD, O.; CIAIS, P.; FRANK, D.; 2013. Site- and species-specific responses of forest growth to climate across the European continent. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 22, pp. 706 - 71.

BARBERO, M.; LOISEL, R.; QUÉZEL, P.; RICHARDSON, D.M.; ROMANE, F.; 1998. Pines of the Mediterranean Basin. In D.M. Richardson, ed. *Ecology and biogeography of Pinus*, p. 153 - 170. Cambridge, UK, Cambridge University Press.

BARTON, K. 2019. MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.15. Available from <https://cran.r-project.org/package=MuMIn>.

BATES, D.M.; MAECHLER, M.; 2009. lme4: Linear mixed-effects models using S4 classes. R Packag. version 0.999375-32.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R.; 2002. Model selection and multi-model inference: A practical information-theoretic approach. In 2nd edition. Springer.
CARNWATH, G.C.; PETERSON, D.W.; NELSON, C.R.; 2012. Effect of crown class and habitat type on climate-growth relationships of ponderosa pine and Douglas-fir. *For. Ecol. Manage.* 285, 44 - 52.

CHERUBINI, P.; GARTNER, B.L.; TOGNETTI, R.; BRÄKER, O.U.; SCHOCH, W.; INNES, J.L.; 2003. Identification, measurement and interpretation of tree rings in woody species from Mediterranean climates. *Biol. Rev. Camb. Philos. Soc.*, 78, 119 - 148.

D'AMATO, A. W.; BRADFORD, J.B.; FRAVER, S.; PALIK, B.J.; 2013. Effects of thinning on drought vulnerability and climate response in north temperate forest ecosystems. *Ecological Applications* 23, 1735 - 1742.

DE LUIS, M.; GRICAR, J.; CUFAR, K.; RAVENTÓS, J.; 2007. Seasonal dynamics of wood formation in *Pinus halepensis* from dry and semi-arid ecosystems in Spain. *IAWA J.* 28, 389 - 404.

DE LUIS, M.; NOVAK, K.; RAVENTOS, J.; GRICAR, J.; PRISLAN, P.; CUFAR, K.; 2011. Cambial activity, wood formation and sapling survival of *Pinus halepensis* exposed to different irrigation regimes. *For. Ecol. Manage.* 262, 1630 - 1638.

DE MARTONNE E.; 1926. L'indice d'aridité. In: Bulletin de l'Association de géographes français, N°9, 3e année. pp. 3-5.

EASTERLING, D.R.; WEHNER, M.F.; 2009. Is the climate warming or cooling? *Geophysical Res. Lett.* 36(8).

ESTEBAN, L.G.; MARTÍN, J.A.; DE PALACIOS, P.; GARCÍA F.; LÓPEZ, R.; 2010. Adaptive anatomy of *Pinus halepensis* trees from different Mediterranean environments in Spain. *Trees* 24, 19.

GEA-IZQUIERDO, G.; MARTÍN-BENITO, D.; CHERUBINI, P.; CAÑELLAS, I.; 2009. Climate-growth variability in *Quercus ilex* L. west Iberian open woodlands of different stand density. *Ann For Sci* 66, 802.

JIMÉNEZ, M.N.; NAVARRO, F.B.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A.; RIPOLL, M.A.; 2019. Using stem diameter variations to detect and quantify growth and relationships with climatic variables on a gradient of thinned Aleppo pines. *For. Ecol. Manage.* 442, 53 - 62.

KEELAND, B.D.; SHARITZ, R.R.; 1993. Accuracy of tree growth measurements using dendrometer bands. *Can. J. Forest. Res.* 23, 2454 - 2457.

LARA, W.; BRAVO, F.; MAGUIRE, D.A.; 2013. Modeling patterns between drought and tree biomass growth from dendrochronological data: A multilevel approach. *Agric. For. Meteorol.*, 178-179: 140 - 15

LECHUGA, V.; CARRARO, V.; VIÑEGLA, B.; CARREIRA, J.A.; LINARES, J.C.; 2017. Managing drought-sensitive forests under global change. Low competition enhances long-term growth and water uptake in *Abies pinsapo*. *For. Ecol. Manage.* 406, 72 - 82.

LINARES, J.C.; CAMARERO, J.J.; CARREIRA, J.A.; 2009. Plastic responses of *Abies pinsapo* xylogenesis to drought and competition. *Tree Physiol.* 29, 1525 - 1536.

MALDONADO, F.J.; SAINZ DE OLLERO, H.; SÁNCHEZ DE DIOS, R.; 1998. Distribución y estado de Conservación de los Bosques en España. UAM-WWF Adena. Unpublished results.

MARTÍN-BENITO, D.; DEL RIO, M.; HEINRICH, I.; HELLE, G.; CANELLAS, I.; 2010. Response of climategrowth relationships and water use efficiency to thinning in a *Pinus nigra* afforestation. *For. Ecol. Manage.* 259, 967 - 975.

MENCUCCINI, M.; MARTINEZ-VILALTA, J.; VANDERKLEIN, D.; HAMID, H.A.; KORAKAKI, E.; LEE, S.; MICHIELS, B.; 2005. Size-mediated ageing reduces vigour in trees. *Ecol. Lett.* 8, 1183 - 1190.

MISSION, L.; NICAULT, A.; GUIOT, J.; 2003. Effects of different thinning intensities on drought response in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *For. Ecol. Manage.* 183, 47 - 60.

MORENO-GUTIÉRREZ, C.; DAWSON, T.E.; NICOLÁS, E.; QUEREJETA, J.I.; 2012. Isotopes reveal contrasting water use strategies among coexisting plant species in a Mediterranean ecosystem. *New. Phytol.* 196, 489 - 496.

MORENO. G.; CUBERA, E.; 2008. Impact of stand density on water status and leaf gas exchange in *Quercus ilex*. *For. Ecol. Manage.* 254, 74 - 84.

MOSER, S.C.; EKSTROM, J.A.; 2010. A framework to diagnose barriers to climate change adaptation. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 107, 22026 - 22031.

OLIVAR, J.; BOGINO, S.; RATHGEBER, C.; BONNESOEUR, V.; ORDOÑEZ, C.; BRAVO, F.; 2014. Thinning has a positive effect on growth dynamics and growth-climate relationships in Aleppo pine (*Pinus halepensis* L.) trees of different crown classes. *Ann. For. Sci.* 71, 395 - 404.

OLIVAR. J.; BOGINO, S.; SPIECKER, H.; BRAVO, F.; 2012. Climate impact on growth dynamic and intraannual density fluctuations in Aleppo pine (*Pinus halepensis*) trees of different crown classes. *Dendrochronologia* 30, 35 - 47.

ORWIG, D.A.; ABRAMS, M.D.; 1997. Variation in radial growth responses to drought among species, site, and canopy strata. *Trees* 11, 474 - 484.

PASHO, E.; CAMARERO, J.J.; DE LUIS, M.; VICENTE-SERRANO, S.M.; 2011. Spatial variability in large-scale and regional atmospheric drivers of *Pinus halepensis* growth in eastern Spain. *Agric. For. Meteorol.* 151, 1106 - 1119.

PAPADOPOULOS, A.; TOLICA, K.; PANTERA, A.; MAHERAS, P.; 2008. Investigation of the annual variability of the Aleppo pine tree-ring width: the relationship with the climatic conditions in the Attica basin. *Global Nest J.* 11(4), 583 - 592.

PEET, R.K.; CHRISTENSEN, N.L.; 1987. Competition and tree death. *Bioscience* 37, 586 - 594.

PINHEIRO, J.C.; BATES, D.M.; 2000. Mixed-Effects Models in Sand S-PLUS. In k. Springer New York, New York, NY.

PRETZSCH, H.; BIBER, P.; 2010. Size-symmetric versus size-asymmetric competition and growth partitioning among trees in forest stands along an ecological gradient in central Europe. *Can. J. For. Res.* 40(2), 370 - 384.

R DEVELOPMENT CORE TEAM; 2012. The R Project for Statistical Computing. Available from <http://www.r-project.org/>.

RAIS, A.; VAN DE KUILEN, J.-W.G.; PRETZSCH, H.; 2014. Growth reaction patterns of tree height, diameter, and volume of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) under acute drought stress in Southern Germany. *Eur. J. For. Res.*

REINEKE, L.H.; 1933. Perfecting a stand-density index for even-aged forests. *J. Agric. Res.* 46, 627 - 638.

RICHARDSON, D.M.; RUNDEL, P.W.; 1998. Ecology and biogeography of Pinus: an introduction. P. 3-46 in Richardson, D.M. (ed.). 1998. Ecology and Biogeography of Pinus. Cambridge University Press.

SERRADA, R.; MONTERO, G.; REQUE, J.; 2008. Compendio de Silvicultura Aplicada en España. INIA-Fundación Conde del Valle de Salazar. Madrid. Spain. p. 178.

VAN DER MAATEN, E.; VAN DER MAATEN-THEUNISSEN, M.; SPIECKER, H.; 2012. Temporally resolved intra-annual wood density variations in European beech (*Fagus sylvatica* L.) as affected by climate and aspect. *Ann. For. Res.* 55, 105 - 116.

WICKHAM, H.; AVERICK, M.; BRYAN, J.; CHANG, W.; MCGOWAN, L.; FRANÇOIS, R.; GROLEMUND, G.; HAYES, A.; HENRY, L.; HESTER, J.; KUHN, M.; PEDERSEN, T.; MILLER, E.; BACHE, S.; MÜLLER, K.; OOMS, J.; ROBINSON, D.; SEIDEL, D.; SPINU, V.; TAKAHASHI, K.; VAUGHAN, D.; WILKE, C.; WOO, K.; YUTANI, H.; 2019. Welcome to the Tidyverse. *J. Open Source Softw.* 4(43): 1686.

WOOD, S.N.; 2017. Generalized Additive Models: An Introduction with R (2nd edition). Chapman and Hall/CRC.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.; SABELIEV, A.A.; SMITH, G.M.; 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R. Springer New York, New York, NY.

ZWEIFEL, R.; ITEM, H.; HÄSLER, R.; 2001. Link between diurnal stem radius changes and tree water relations. *Tree Physiol.* 21, 869 - 877.