



R. Sánchez-Salguero\*, R.M. Navarro-Cerrillo

Dept. Ingeniería Forestal, Laboratorio de Dendrocronología.-ERSAF. Universidad de Córdoba. Campus de Rabanales, Crta. N-IV, km. 396, 14071 Córdoba, España

\*Correo electrónico: rsanchez@uco.es

20

## La sequía y la gestión histórica como factores del decaimiento forestal en poblaciones de *Pinus sylvestris* y *P. nigra* en el sur peninsular

### Resultados clave

- La vulnerabilidad de las repoblaciones de pinos mediterráneos frente al actual cambio climático y las recurrentes sequías condicionan el crecimiento, el vigor y la persistencia a largo plazo de estos bosques frente a las masas naturales.
- Los niveles de defoliación y las reducciones en el crecimiento son mayores en la especie más vulnerable al colapso del xilema inducida por el déficit hídrico (*P. sylvestris*) que en la más resistente (*P. nigra*) y se deben sobretodo al aumento de la temperatura y la disminución de precipitaciones en primavera.
- El crecimiento de los árboles más defoliados es más sensible al déficit hídrico y a la competencia que los menos defoliados (por ausencia de una selvicultura adecuada).
- El diseño y ejecución de una selvicultura para la adaptación al cambio climático ha contribuido de forma significativa a mejorar la respuesta de estas masas al impacto derivado del rápido cambio en las condiciones climáticas.

### Contexto

El cambio climático producirá un aumento de las temperaturas, una mayor frecuencia de sequías y un aumento de la variabilidad climática en muchas regiones del mundo, siendo acentuados sus efectos en la cuenca Mediterránea (IPCC 2007, 2013). En la actualidad se prevé que el cambio climático cause una frecuencia cada vez mayor de episodios de decaimiento forestal y mortalidad de los bosques, particularmente en zonas sometidas a estrés hídrico como la mediterránea (Allen

et al. 2010). Dicha tendencia a una mayor aridez asociada al aumento del estrés hídrico puede inducir cambios fisiológicos que provocan una reducción del crecimiento, y en última instancia la muerte de los árboles (McDowell et al. 2008). Esta respuesta fisiológica se ha relacionado con síntomas de decaimiento y un incremento de la mortalidad en diversas especies forestales (Peñuelas et al. 2001), siendo estos efectos más acusados en aquellas poblaciones situadas en el límite sur de su distribución, como es el caso de *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco en la península ibérica (Martínez-Vilalta & Piñol 2002, Sánchez-Salguero et al. 2012 a,b).

En la península ibérica el área ocupada por pino silvestre es de 1.377.716 ha y aproximadamente 772.516 ha (56%) son áreas repobladas. En cuanto al pino salgareño (*Pinus nigra* Arnold. subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco), la superficie cubierta por esta especie es de 1.242.388 ha de las cuales 358.500 ha (31 %) son repobladas. Estas áreas repobladas se presentan como excelentes sistemas experimentales para entender la sensibilidad y la capacidad adaptativa al cambio climático de los ecosistemas forestales españoles, ya que se trata de bosques con una variabilidad estructural y genética menor que los bosques naturales (Helama et al. 2008).

Es previsible que estas poblaciones meridionales sean especialmente susceptibles al creciente estrés climático y se vean afectadas por el aumento de densidad en los bosques debido al abandono de la gestión rural o a la falta de tratamientos selvícolas adecuados en las masas artificiales, así como el descenso en el manejo histórico de las masas naturales (Linares & Tiscar 2010, Camarero et al. 2011). A pesar de la importancia ecológica y económica, y su extensión, se ha evaluado escasamente el efecto diferencial del clima y la gestión pasada (entendida como competencia) sobre el decaimiento de

replantaciones en contraste con bosques naturales en el límite sur de Europa.

Ante el actual escenario de cambio climático, la silvicultura parece ser particularmente relevante para asegurar la viabilidad futura de muchas replantaciones de pinos en la cuenca del Mediterráneo debido a su amplia extensión (Allué 1995; Bravo 2007). Resultados recientes sobre la respuesta del crecimiento al clima en poblaciones de diversas especies de pinos en la península ibérica (Andreu et al. 2007, Martínez-Vilalta et al. 2008) muestran que el aumento de la variabilidad climática podría conducir a un aumento de los episodios de decaimiento, especialmente en las replantaciones ibéricas situadas en límite sur de distribución (Sánchez-Salguero et al. 2013).

Comúnmente se ha considerado la hipótesis de un decaimiento secuencial basado en múltiples factores (Manion 1981): (1) “factores de predisposición” que exponen a los árboles a un estrés prolongado (por ejemplo, suelos rocosos y superficiales en sitios xéricos, altas densidades de plantación) y aumentan la susceptibilidad de los árboles frente a (2) factores estresantes que actúan a corto plazo, conocidos como “factores de incitación” (p.ej., sequías extremas), y que dan paso a (3) los “factores de contribución” (p.ej., plagas), que contribuyen a la mortalidad final del arbolado. A pesar de la aceptación general de este modelo conceptual, el soporte empírico es relativamente débil debido a que los estudios sobre decaimiento inducido por sequía raramente analizan la importancia relativa de la amplia variedad de factores que están potencialmente implicados ni sus interacciones. Este es particularmente el caso en los

estudios del decaimiento de las replantaciones forestales mediterráneas de *Pinus sylvestris* y *P. nigra* (Sánchez-Salguero et al. 2010, 2012 a,b, 2013).

En estos trabajos se cuantificaron los efectos de la sequía sobre el crecimiento (usando anillos de crecimiento) y el vigor del arbolado (expresado como defoliación) de dos especies de pino (*P. sylvestris*, *P. nigra*) con contrastada vulnerabilidad frente al estrés hídrico en replantaciones del sureste de la península ibérica a escala local (Sierra de Los Filabres). También se compararon replantaciones y masas naturales de *P. nigra* a escala regional (Andalucía), utilizando la defoliación como un indicador reciente del vigor (Dobbertin 2005). La comparación entre los dos tipos de masas ayuda a revelar patrones de respuesta en las replantaciones a las nuevas condiciones climáticas. Los objetivos son: (i) cuantificar los cambios recientes de crecimiento radial mediante dendrocronología; (ii) evaluar si el crecimiento de los individuos más defoliados es más sensible al clima que el de los individuos menos defoliados, y si además las replantaciones son más sensibles que las masas naturales; (iii) identificar los principales factores abióticos que puedan estar causando el decaimiento forestal; y (iv) cuantificar la relación de estos factores con la defoliación y el crecimiento. Para ello se utilizaron datos climáticos, dendrocronología, evaluaciones visuales de defoliación y datos de inventario tomados en campo. Estos datos se analizaron para cuantificar las respuestas del crecimiento y el vigor de estas especies a la estructura del bosque, las condiciones del sitio (intensidad de competencia-densidad) y la sequía en la vulnerabilidad al decaimiento forestal.

Figura 1

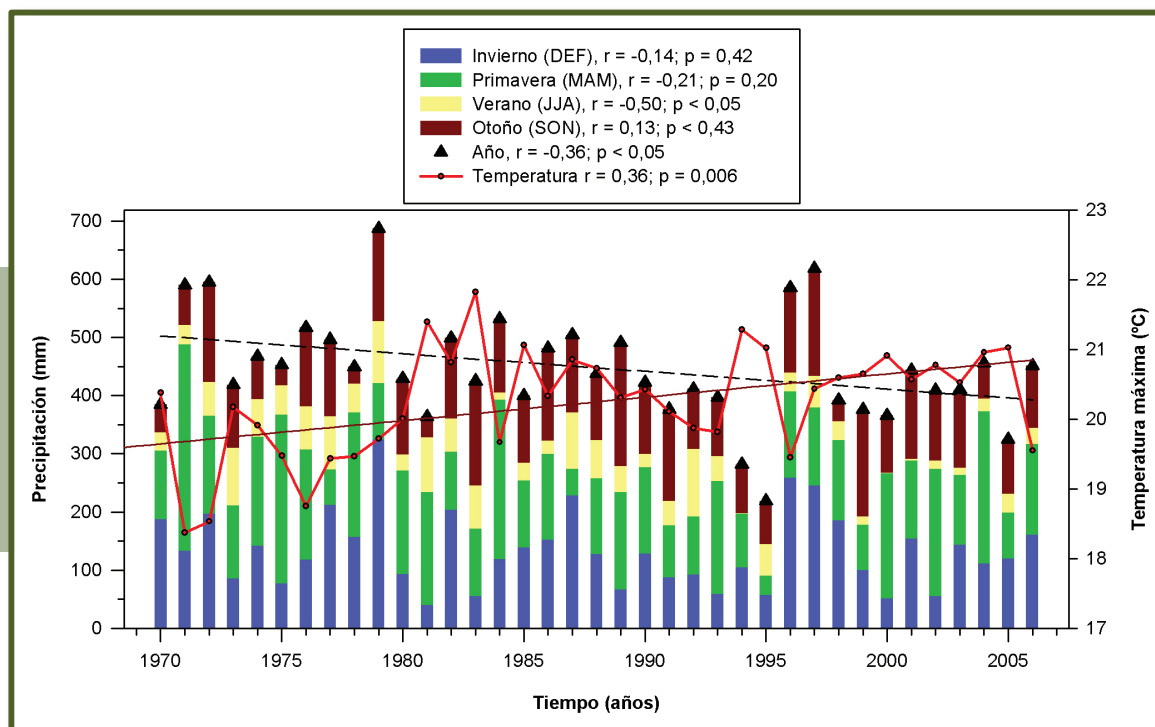


Figura 1. Evolución reciente de la precipitación estacional (barras) y anual (triángulos) y de la temperatura media de las máximas (línea con puntos) en la Sierra de Filabres basada en la serie local climática elaborada (se muestran los coeficientes de correlación y su probabilidad asociada para cada estación del año y para la serie anual; los coeficientes significativos se indican en negrita). Las regresiones lineales indican tendencias opuestas para la precipitación anual (línea discontinua) y para la temperatura máxima (línea continua).

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2012c).

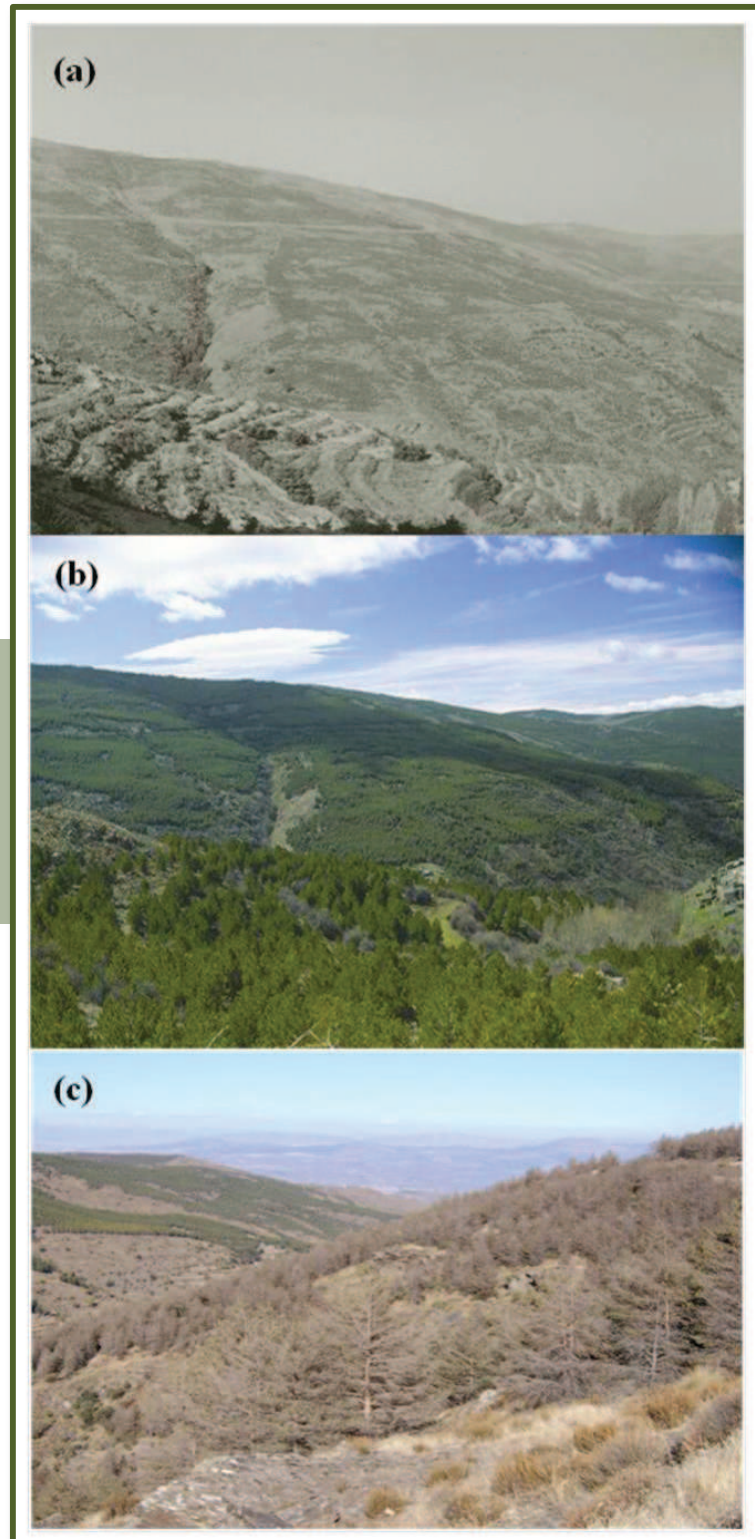
## ■ Resultados y discusión

### *Las tendencias climáticas predisponen al decaimiento*

El análisis de las series climáticas a escala local y regional disponibles para la zona oriental de Andalucía permite detectar un aumento significativo de la temperatura media máxima en el sureste peninsular y descensos significativos de las precipitaciones primaverales y otoñales durante el siglo XX (de Luis et al.

2010) (Figura 1). La estacionalidad de las precipitaciones se ha modificado a lo largo de este periodo, pasando de una distribución en la cual el patrón era fundamentalmente primaveral, a una situación en la que las precipitaciones otoñales son cada vez más importantes (Figura 1), lo cual afecta directamente al crecimiento del arbolado y a su vigor. Como consecuencia de este cambio en la distribución estacional de precipitaciones para el periodo analizado, la intensidad de la aridez al comienzo del periodo vegetativo ha aumentado significativamente,

## ■ Figura 2



▲ **Figura 2.** Repoblaciones de pino en Filabres (a, 1962, b, 2001) y (c) síntomas de decaimiento reciente de *P. sylvestris* con abundantes árboles defoliados y muertos (2006).

Fuente: a) y b) Fototeca INIA, y extraída de c) Navarro-Cerrillo et al. (2007).



lo que indica un mayor déficit hídrico. Esta situación fue muy patente en las sequías extremas de 1994-1995, 1999 y 2005, que representan el 5% de los valores más bajos de déficit hídrico desde 1950. El aumento de las sequías extremas junto con el calentamiento climático afecta en mayor medida a las poblaciones ubicadas cerca de su límite xérico natural, produciendo en ocasiones fenómenos de decaimiento y mortalidad (Camarero et al. 2004, Sánchez-Salguero et al. 2012a,b) (Figura 2).

### Variables impulsoras del aumento de vulnerabilidad al cambio climático

Las repoblaciones de *P. sylvestris* y *P. nigra* del sureste peninsular están experimentando un proceso grave y acelerado de decaimiento que afecta de forma generalizada a ambas especies, pero de manera más acusada a *P. sylvestris*, especie que muestra el mayor nivel de defoliación reciente en los estudios locales realizados (Navarro-Cerrillo et al. 2007, Sánchez-Salguero et al. 2012a,b) (Figura 2). Estos procesos de decaimiento ocurren en diversas especies de pino sin presencia de patógenos primarios directamente implicados. Afectando a localidades diferentes sugiriendo que el estrés climático junto con la excesiva competencia (por falta de tratamientos selvícolas), son los principales responsables de la pérdida de vigor, aumento de defoliación y el declive del crecimiento radial.

Los análisis correlacionales entre el crecimiento y la defoliación indican que la competencia entre árboles y el clima, en concreto eventos extremos y recurrentes de sequía, son los factores de predisposición más importantes del decaimiento estudiado en repoblaciones forestales. El aumento del estrés hídrico observado en las masas del límite xérico natural puede tener efectos notables en el crecimiento. Los resultados de los análisis a escala regional mostraron una mayor vulnerabilidad a la aridificación del clima en las repoblaciones que en las masas naturales, debido a la mayor competencia por los recursos hídricos asociado a su alta densidad. Estas densidades son debidas a la falta de tratamientos selvícolas históricos como claros tempranos o claras que influyen en el crecimiento y en el desarrollo de las

repoblaciones (Sánchez-Salguero et al. 2013) (Figura 3). La ausencia de una selvicultura adecuada y adaptada al cambio climático, junto con la disminución de las precipitaciones de primavera y principios de verano han mostrado ser los principales responsables de la respuesta diferencial observada entre repoblaciones con presencia de procesos de decaimiento y masas naturales localizadas en el sudeste ibérico (Herrero et al. 2013a, Sánchez-Salguero et al. 2012b, 2013).

Las series de crecimiento, expresadas como incremento de área basal (IAB), mostraron tendencias similares de crecimiento en ciertos años ya sea como aumentos (1992, 1997) o como declives, que fueron especialmente bruscos en 1994-1995, 1999 y 2005 coincidiendo con años de acusado déficit hídrico (Figura 4). Desde finales de la década de 1990-1999 se apreciaron divergencias de crecimiento entre árboles con defoliación reciente superior o inferior al 50% de la copa, aunque en el caso de *P. sylvestris* las divergencias se observaron desde el comienzo de las series. La divergencia de crecimiento entre árboles poco y muy defoliados ha sido mucho mayor en el caso de *P. sylvestris* que en el de *P. nigra*. En el análisis regional se observó una divergencia entre el crecimiento de masas repobladas y naturales (Sánchez-Salguero et al. 2013).

El crecimiento radial en las dos especies estudiadas presentó una relación significativa y positiva con las precipitaciones de mayo y junio del año de formación del anillo, y negativa con las temperaturas del mismo periodo (Figura 5). El crecimiento de ambos pinos estuvo relacionado de forma positiva con la precipitación de enero y marzo. El crecimiento de los árboles más defoliados respondió más al estrés hídrico que el de los árboles menos defoliados para ambas especies, siendo la diferencia mayor en el caso de *P. sylvestris* que en el de *P. nigra* (Figura 4).

En general, el efecto de la temperatura sobre el crecimiento de ambas especies fue negativo, pero este efecto debe evaluarse respecto a la disponibilidad de agua, ya que durante años húmedos las temperaturas más altas pueden provocar un mayor crecimiento,

Figura 3

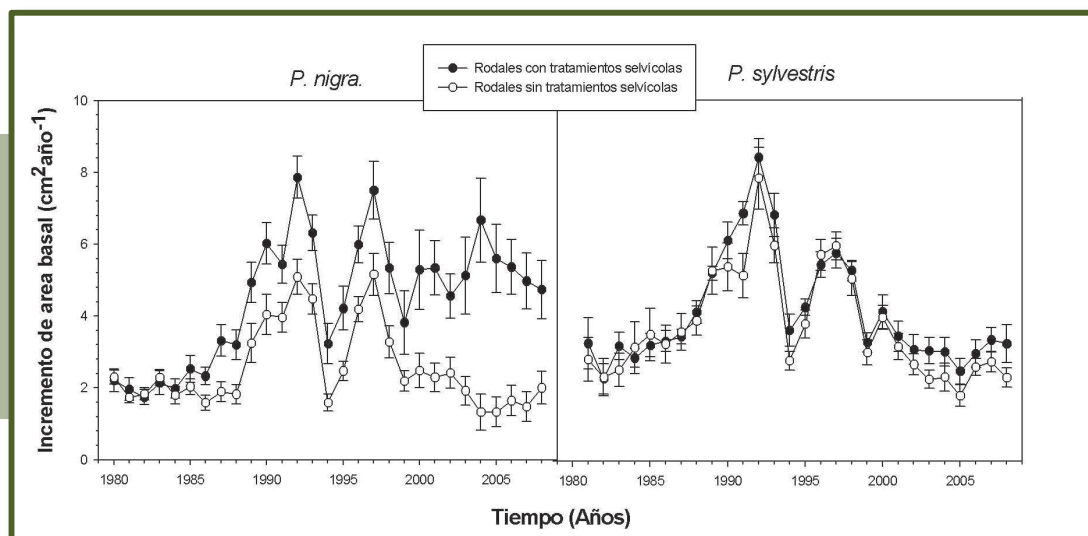
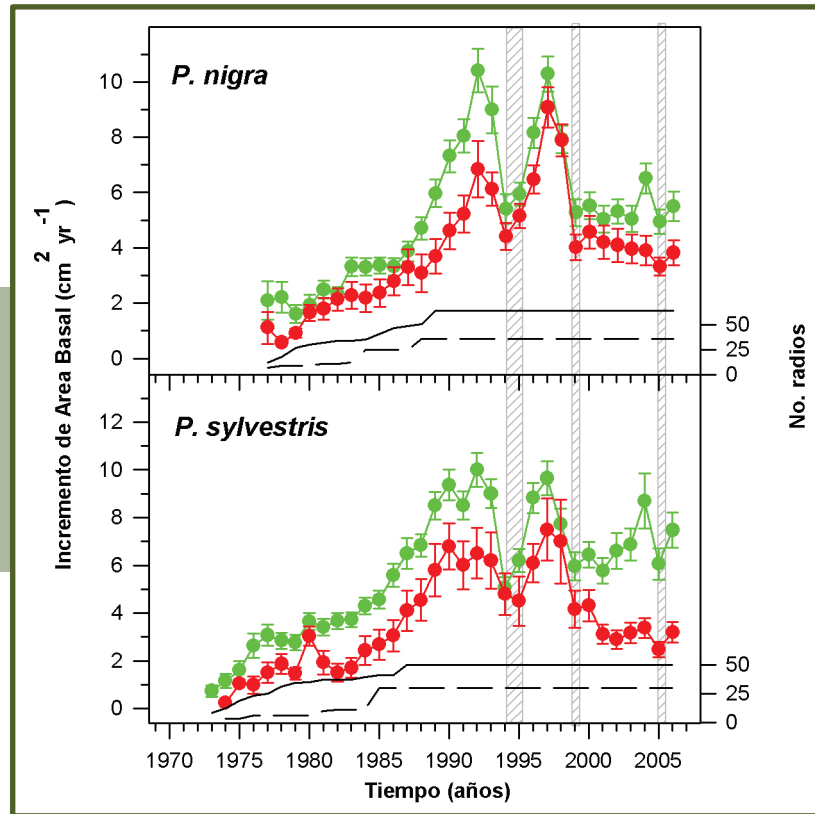


Figura 3. Evolución de crecimiento radial medio (incremento del área basal) de rodales en la Sierra de Los Filabres de *P. sylvestris* y *P. nigra* en función del tratamiento selvícola histórico. Se muestran las series medias y el error estándar.

Fuente: Guada (2010).

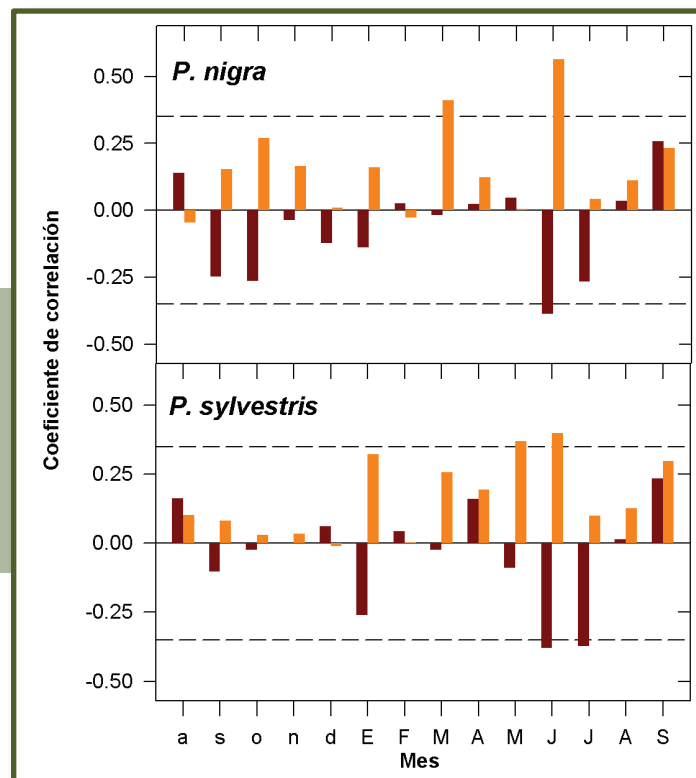
■ Figura 4



▲ Figura 4. Tendencias del incremento de área basal (IAB) observado (líneas con puntos) en las dos especies estudiadas en Filabres agrupadas por categorías de daño; árboles con baja defoliación (S, sano; defoliación  $< 50\%$ ) (línea verde) o alta defoliación (D, dañados; defoliación  $\geq 50\%$ ) (línea roja). Las barras verticales rayadas indican los años de mayor déficit hídrico durante la segunda mitad del s. XX (1994, 1995, 1999 y 2005). La escala de la derecha muestra el número anual de radios medidos para árboles con baja (líneas continuas) y alta defoliación (líneas discontinuas). Las barras de error corresponden al error estándar.

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2012b).

■ Figura 5



▲ Figura 5. Relaciones entre clima y crecimiento radial (índices residuales de crecimiento) para todas las series de las dos especies de pino estudiadas en las Sierra de Filabres. Las variables climáticas mensuales usadas fueron la temperatura media (T –barras rojas–) y la precipitación acumulada (P –barras naranjas–). Se correlacionó el crecimiento con variables climáticas del año previo (meses abreviados con letras minúsculas) y actual o de formación del anillo (meses abreviados con letras mayúsculas). Las líneas discontinuas horizontales indican el nivel de significación ( $P < 0.05$ ).

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2012b).

mientras que lo contrario puede ocurrir durante los años secos. El aumento de la demanda hídrica inducido por temperaturas más elevadas puede explicar el impacto de la evapotranspiración de verano sobre el crecimiento radial (Vilà-Cabrera et al. 2011).

En el caso del crecimiento radial de masas naturales frente a repoblaciones presentó una relación significativa y positiva con las precipitaciones de mayo y junio del año de formación del anillo (Figura 6), siendo esta relación mayor en repoblaciones que en masas naturales, mientras que la temperatura de junio presentó una relación significativa y negativa con el crecimiento sólo en repoblaciones (Sánchez-Salguero et al. 2013).

Concretamente, el estrés hídrico inducido por sequías extremas parece ser el principal desencadenante climático del episodio de decaimiento observado en el sur peninsular por diversas razones:

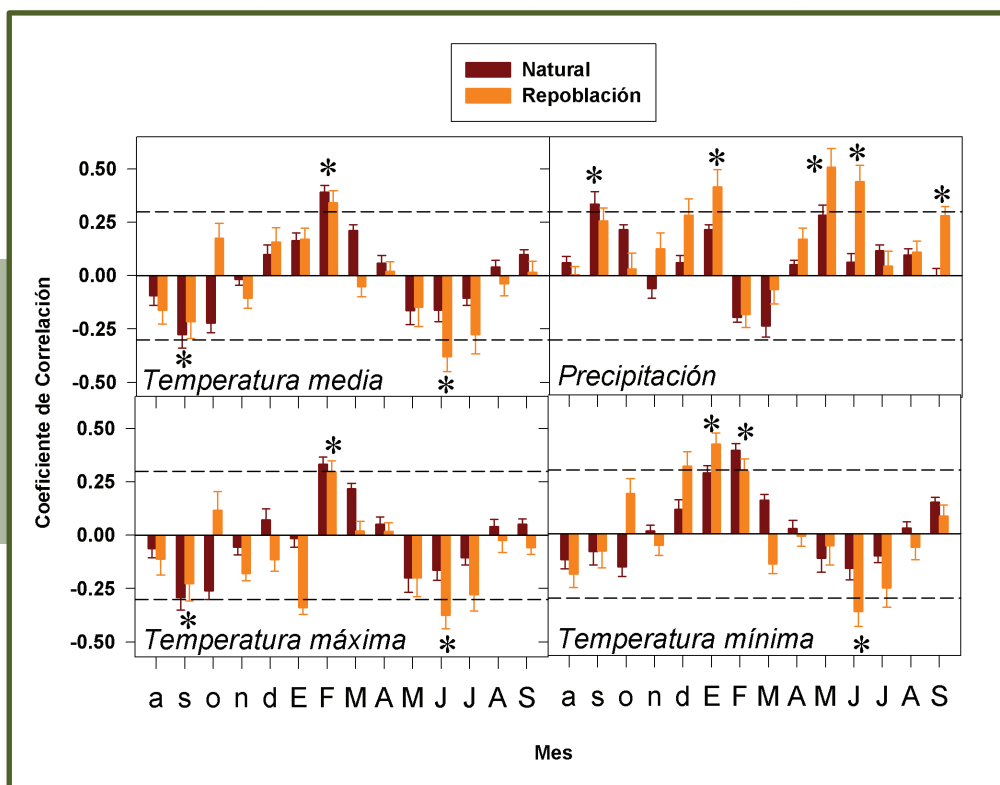
- El *P. sylvestris* es la especie más afectada, lo que concuerda con su mayor vulnerabilidad a episodios de colapso del sistema hidráulico conductor, inducidos por estrés hídrico en comparación con *P. nigra* (Martínez-Vilalta et al. 2004, Herrero et al. 2013b).
- Las zonas más afectadas son las que muestran menor disponibilidad hídrica, lo que indica que la respuesta del crecimiento y la mortalidad al creciente estrés climático se verán intensamente afectadas en localidades del límite sur seco (Martínez-Vilalta & Piñol 2002).

- La divergencia en el crecimiento radial entre árboles poco defoliados y muy defoliados en el caso de *P. sylvestris* se ha acentuado después de sequías extremas (1994-1995, 1999).
- El crecimiento de *P. sylvestris* en la zona de estudio depende en gran medida de la precipitación recibida en mayo y junio, meses que han mostrando un notable descenso de precipitación en el sur peninsular (Fernández-Cancio et al. 2011, Camarero et al. 2012).

Dentro de esta relación directa entre la defoliación y el crecimiento en los árboles y en el caso de bosques o rodales mostrando elevados niveles de competencia cabe indicar que los árboles más defoliados fueron los más propensos a presentar mayor mortalidad, especialmente en el caso de *P. sylvestris*. En España se han registrado resultados similares en estudios sobre el efecto de la competencia en la supervivencia de los árboles (Bravo-Oviedo et al. 2006, Jump et al. 2006, Galiano et al. 2010).

Las razones expuestas sugieren que las sequías extremas de 1994-1995 y 1999, junto con las condiciones de alta competencia desencadenaron y predispusieron (*sensu* Manion, 1981), respectivamente, al decaimiento de las repoblaciones de pinos. La mayor sensibilidad al estrés hídrico de *P. sylvestris* frente a *P. nigra*, y las condiciones climáticas mediterráneas continentales con tendencia a la aridez del sudeste peninsular también propiciaron el citado decaimiento.

■ Figura 6



▲ Figura 6. Relaciones entre clima y crecimiento radial (índices residuales de crecimiento) para masas naturales (barras rojas) y repobladas (barras naranjas) de *P. nigra*. Se correlacionó el crecimiento con variables climáticas de los años previo (meses abreviados con letras minúsculas) y actual o de formación del anillo (meses abreviados con letras mayúsculas). Las líneas discontinuas horizontales indican el nivel de significación ( $p < 0,05$ ).

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2013).

## Relaciones entre la gestión histórica, el clima y el decaimiento en repoblaciones

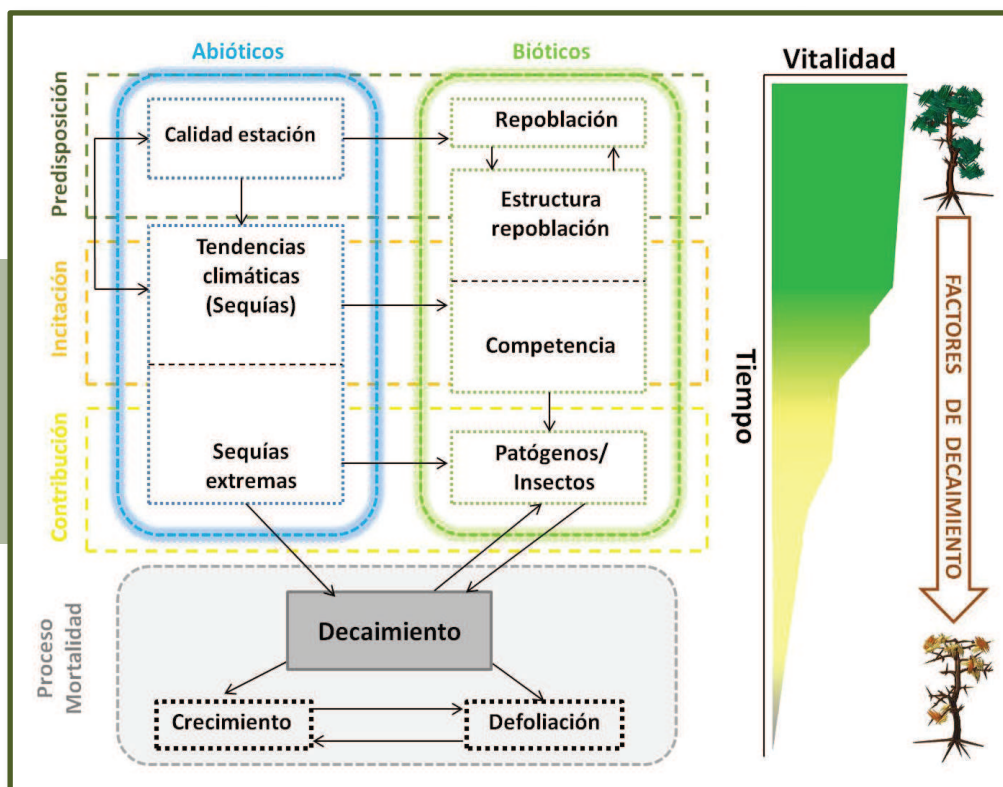
La península ibérica ha sido históricamente objeto de una gestión forestal bajo diferentes intensidades de manejo entre masas naturales y repobladas, por lo que era previsible que existiera una interacción entre la estructura de la masa forestal, las relaciones clima-crecimiento observadas y la vulnerabilidad de estas poblaciones a fenómenos de decaimiento forestal (Camarero et al. 2011). En este sentido, los resultados mostrados confirman que el aumento de episodios de sequías extremas y el incremento de las temperaturas, en interacción con el manejo histórico - evaluado como la densidad actual de las masas forestales - ha afectado diferencialmente a los bosques naturales y plantados de *P. nigra* y *P. sylvestris* en el límite xérico de la especie (Sánchez-Salguero et al. 2012a,b, 2013).

Ante un proceso de decaimiento forestal, en el que han intervenido factores de incitación (sequías extremas encadenadas) en sinergia con factores previos de predisposición (elevada competencia), la vulnerabilidad de las masas repobladas será mayor que las naturales como consecuencia del manejo histórico diferencial (Sánchez-Salguero et al. 2013). Es necesario generalizar este tipo de estudios para comprobar si este modelo conceptual puede ser aplicable a otras masas naturales y artificiales en áreas mediterráneas, especialmente en las abundantes repoblaciones bajo riesgo climático (Figura 7).

Estos resultados proporcionan un apoyo adicional a los estudios sobre la vulnerabilidad al decaimiento forestal causado por sequías severas en los límites de tolerancia climáticos y en condiciones de alta competencia (Macías et al. 2006, Lloret 2012). Resultados similares se han obtenido en el caso de bosques de *P. nigra* no gestionados o con elevadas densidades y competencia (Palahí y Grau 2003; Martín-Benito et al. 2010). La importancia de una gestión forestal sostenible, a través de una silvicultura adaptada al cambio climático que adecúe la espesura de las masas forestales repobladas, podría mitigar los efectos del cambio climático en las zonas más vulnerables del sur peninsular (Millar et al. 2007, Gómez-Aparicio et al. 2011, Sánchez-Salguero et al. 2013) (Figura 3).

Además, estos resultados muestran que la relación entre los factores de estrés implicados en los procesos de decaimiento forestal es compleja, y puede involucrar a una amplia gama de variables (Sánchez-Salguero et al. 2012b, 2013) (Figura 7). En el sudeste de España, las repoblaciones de las dos especies de pino estudiadas no han sido capaces de aclimatarse a las nuevas condiciones más secas y calurosas durante el siglo XX, especialmente en el caso de repoblaciones de pino silvestre que se encuentran cerca de los bosques más meridionales de la distribución natural de la especie (Figura 8). Nuestros resultados proporcionan apoyo adicional a los estudios previos que muestran la alta vulnerabilidad frente a la sequía de los bosques de coníferas situados cerca de los límites geográficos meridionales de distribución y en condiciones climáticas xéricas como el pino silvestre o el abeto (Macías et al. 2006).

■ Figura 7



▲ Figura 7. Modelo conceptual de decaimiento forestal en repoblaciones forestales de pinos que soportan múltiples factores abióticos y bióticos de estrés.

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2012c).

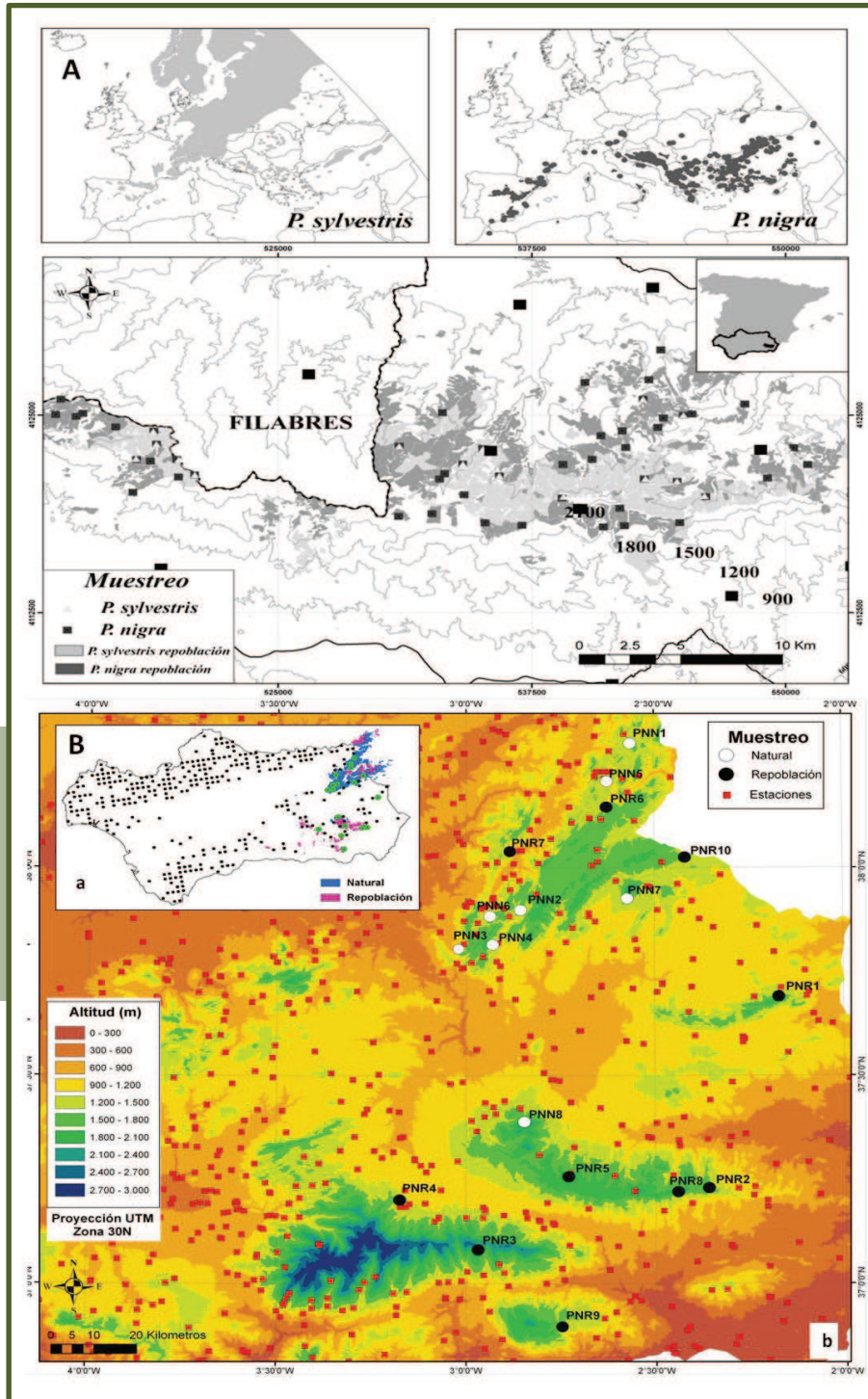


Las investigaciones realizadas en masas artificiales de *Pinus sylvestris* y *P. nigra* en la Sierra de los Filabres (Almería) han contribuido a reforzar la asociación esperada entre el decaimiento -aumento de la defoliación y de la mortalidad-, las condiciones climáticas de primavera y verano y la competencia entre individuos, factores previamente relacionados con procesos de decaimiento en otros bosques mediterráneos (Linares et al. 2012).

## ■ Recomendaciones para la adaptación

Los cambios climáticos detectados en las sierras del sudeste ibérico han afectado de manera diferencial a masas naturales y repobladas de *P. nigra* y *P. sylvestris*. Las repoblaciones han experimentado mayores reducciones en el crecimiento durante los episodios de sequías severas que las masas naturales en condiciones similares, mostrando las últimas una recuperación más rápida del crecimiento tras eventos de

■ **Figura 8**



▲ **Figura 8.** (A) Área de estudio, sitios de muestreo (triángulos y cuadrados pequeños) y estaciones meteorológicas próximas (cuadrados grandes) situadas en la zona de la Sierra de Los Filabres. Los mapas superiores muestran la distribución de cada especie en Europa y el inferior la zona de estudio en el sudeste de España. (B) Red de Equilibrios Biológicos de Andalucía y distribución de masas naturales y repobladas en Andalucía (a), parcelas seleccionadas (círculos negros repoblaciones, círculos blancos naturales) y las estaciones meteorológicas locales (cuadrados rojos) que se utilizan para derivar las series locales de clima (b).

Fuente: Modificado a partir de Sánchez-Salguero et al. (2012c, 2013).



sequía. Esta respuesta indica una mayor vulnerabilidad a fenómenos de decaimiento de las masas repobladas frente a las naturales en las condiciones más cálidas y secas pronosticadas para la región Circum-Mediterránea.

Los modelos de decaimiento representan una valiosa contribución para el desarrollo de directrices propias de una selvicultura adaptativa a los efectos del cambio climático, que deberían tenerse en cuenta e incorporarse en la ordenación de este tipo de ecosistemas forestales. Algunas de las actividades selvícolas que podrían recomendarse en el marco de una selvicultura adaptativa al cambio climático, serían:

- Elaborar programas selvícolas (clareos y claras) que promuevan masas menos densas, con estructuras de clases diamétricas más equilibradas y sistemas forestales con mayor diversidad de especies que mejoren la resiliencia de estos sistemas frente a condiciones climáticas extremas.
- Control preventivo de enfermedades y plagas forestales que puedan actuar como detonantes de procesos de decaimiento forestal.
- Integrar una selvicultura adaptativa a los efectos cambio climático en los planes de ordenación de montes en el caso de masas sensibles.
- Promover la diversidad genética de las masas mediante el uso de genotipos mejor adaptados al cambio climático.
- Establecer sistemas sencillos de parcelas de control en áreas sensibles (Red Nacional y Autonómica de Seguimiento de Bosques, Inventario Forestal Nacional, Redes locales de parcelas de seguimiento, etc.) que controlen los patrones de crecimiento de las masas, para describir la evolución y caracterizar las medidas de adaptación a realizar.

Al mismo tiempo, es necesario recuperar la importancia de la selvicultura tradicional, a través de los tratamientos orientados a adecuar la espesura de las masas, y las actividades de aprovechamiento sostenible, para mitigar los efectos del cambio climático en repoblaciones de alta densidad muy abundantes en zonas de España con creciente estrés hídrico (Figura 3).

## Material suplementario

### Especies y zona de estudio

Los trabajos se realizaron a dos escalas, la local que incluye las repoblaciones de *Pinus sylvestris* y *P. nigra* situadas en la sierra de Los Filabres (37° 22' N, 2° 50' W, altitud entre 300-2186 m s.n.m) (Figura 8). El clima de la Los Filabres es mediterráneo continental con tendencia a semiárido, con precipitaciones medias anuales de 320 mm a 1000 m de altitud (con un incremento de +10 mm por cada 100 m de altitud ascendidos) durante el periodo 1940-2009 (Figura 1). Las temperaturas medias anuales estimadas a 1000 m de altitud fueron 13,1° C. Los suelos dominantes son regosoles y la topografía está caracterizada por pendientes elevadas, habitualmente superiores al 35% (Lucdeme 2004). Y la escala regional (Andalucía) de trabajo donde se compararon masas naturales y repobladas de *P. nigra* incluidas en la Red de Equilibrios Biológicos (REB) de Andalucía (Sánchez-Salguero et al. 2013) (Figura 8).

En el área de estudio se repoblaron ambas especies de pinos en la década de 1970-1979 usando semillas del sur y centro de España en el caso de *P. sylvestris* y *P. nigra*, respectivamente. Posteriormente se han realizado tratamientos selvícolas (claras por lo bajo y mixtas) en dichas repoblaciones. Los datos estructurales de la zona de estudio se muestran en las Tabla 1.

### Muestreo y métodos dendrocronológicos

El trabajo a escala local se realizó un muestreo estratificado por especie y grados de decaimiento distribuido por la totalidad de repoblaciones presentes siguiendo la malla de inventario sistemático existente para los montes ordenados (IFN II 1995) (Figura 8). Los árboles seleccionados correspondían a individuos representativos de cada clase de daños y estaban localizados dentro de la masa, es decir a más de 100 m del borde de la repoblación. Para cada árbol se estimó su tamaño (diámetro a 1,3 m, altura total) y su defoliación (%) de copa (Tabla 1) y se tomaron datos adicionales a nivel del sitio. Basándonos en análisis preliminares, los árboles se agruparon en dos clases de decaimiento o categorías de daño atendiendo a su defoliación: árboles con un nivel de defoliación inferior o superior al 50 % de la copa, respectivamente, distinguiendo dos clases de daño: árboles con baja defoliación (S, sano; defoliación < 50%) o alta defoliación (D, dañados; defoliación ≥ 50%) (Dobyshev et al. 2007). Esta hipótesis fue apoyada por los datos fisiológicos de conductancia estomática y

**Tabla 1.** Datos medios de los árboles muestreados en la Sierra de los Filabres y cuyas series de crecimiento se analizaron mediante métodos dendrocronológicos para árboles sanos (S, defoliación < 50%) y dañados (D, defoliación ≥ 50%) considerando las dos especies estudiadas. Se muestran las medias ± error estándar. Letras diferentes indican diferencias significativas (P < 0.05) entre clases de defoliación según el test de Mann-Whitney; su ausencia indica diferencias no significativas.

Categorías de daño	Número de árboles (radios)		Diámetro a 1,3 m (cm)		Altura (m)		Defoliación (%)	
	<i>P. sylvestris</i>	<i>P. nigra</i>	<i>P. sylvestris</i>	<i>P. nigra</i>	<i>P. sylvestris</i>	<i>P. nigra</i>	<i>P. sylvestris</i>	<i>P. nigra</i>
S	25 (50)	32 (64)	17,7 ± 0,5a	16,7 ± 0,5a	8,2 ± 0,3	7,8 ± 0,3	16,3 ± 2,3a	20,0 ± 1,5a
D	15 (30)	18 (36)	15,2 ± 0,7b	14,4 ± 0,5b	7,3 ± 0,3	7,1 ± 0,4	68,0 ± 6,4b	63,0 ± 4,4b

▲ Fuente: Modificado de Sánchez-Salguero et al. (2012b).

potencial hídrico que fueron significativamente menores en árboles defoliados (D) que en los no defoliados (S) en ambas especies (Hernández-Clemente et al. 2011).

Para cada árbol se obtuvo una sección a 1,3 m de altura que se secó y lijó con lijas de grano sucesivamente más fino hasta distinguir los anillos de crecimiento. Posteriormente las secciones fueron escaneadas y digitalizadas. Se seleccionaron dos radios por sección en direcciones opuestas y perpendiculares a la máxima pendiente de la ladera donde estaba el árbol para evitar la presencia de madera de reacción. Las muestras se dataron visualmente mediante el reconocimiento de anillos característicos (Yamaguchi 1991). Se midieron los anillos anuales de crecimiento en las muestras ya sincronizadas (180 radios medidos en 90 discos para el periodo 1978-2006) con una resolución de 0,01 mm usando el sistema de medición semi-automática WinDendro™ (Regents Co., Canada).

Y para el estudio a escala regional se muestrearon 18 parcelas de la REB donde *P. nigra* era la especie dominante (al menos 14 de los 24 árboles presentes eran *P. nigra*). De esta selección se obtuvieron 10 masas de repoblación y 8 de masas naturales distribuidas en Andalucía (Figura 8). En cada una de las parcelas seleccionadas se realizaron evaluaciones anuales del estado de las copas para el período 2000-2010, daños recientes (p.ej., defoliación por insectos, sequías o heladas) y se midieron variables de crecimiento (altura, DAP - diámetro medido a 1,3 m) cada cinco años. Se excluyeron de los análisis los árboles suprimidos y con daños físicos debido a las tormentas, viento o nieve.

En cada parcela se extrajeron muestras de crecimiento a 12 árboles representativos distribuidos uniformemente. Para cada árbol se obtuvieron dos cores con barrena de Pressler, perpendiculares a la máxima pendiente a 1,3 m de altura. Se midieron los anillos anuales de crecimiento en las muestras ya sincronizadas con una resolución de 0,001 mm usando el sistema de medición semiautomática LINTAB™ (Rinntech, Heidelberg, Alemania).

Una vez elaboradas las series brutas de crecimiento se evaluó su datación visual mediante el programa COFECHA (Holmes 1983). Se calculó el incremento de área basal (IAB) usando esta fórmula  $IAB = \pi (R_t^2 - R_{t-1}^2)$ , donde  $R$  es el radio del árbol y  $t$  es el año de formación del anillo, y asumiendo que las secciones de los troncos eran circulares. Se obtuvieron series medias de IAB para cada individuo, categoría de daño y especie (Sánchez-Salguero et al. 2012a, 2013). Finalmente, se construyeron cronologías de índices residuales de crecimiento para cada especie eliminando las tendencias de crecimiento a largo plazo y la autocorrelación temporal anual, mediante ajustes de funciones exponenciales negativas con el programa ARSTAN (Cook 1985).

Las relaciones entre crecimiento radial y clima se evaluaron usando las cronologías medias residuales de índices de crecimiento y las series climáticas locales para cada parcela de temperatura media, máxima y mínima, y precipitación total. La relación crecimiento-clima se cuantificó calculando coeficientes de correlación de *Pearson* entre los índices de crecimiento y los datos climáticos mensuales. La ventana de análisis de la correlación crecimiento-clima incluyó desde agosto del año anterior al de crecimiento hasta septiembre del año de

formación del anillo, debido a que el crecimiento radial está también influenciado por el clima del año anterior al de formación del anillo (Fritts 1976). Estos análisis se realizaron usando el programa DENDROCLIM 2002 (Biondi & Waikul 2004).

## ■ Referencias bibliográficas

- Allen CD, Macalady AK, Chenchouni H, Bachelet D, McDowell N, Vennetier M, Kitzberger T, Rigling A, Breshears DD, Hogg EH, Gonzalez P, Fensham R, Zhang Z, Castro J, Demidova N, Lim JH, Allard G, Running SW, Semerci A, Cobb N (2010) A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management* 259:660-684
- Allué, J.L. (1995) El cambio climático y los montes españoles. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 2:35-64
- Andreu L, Gutiérrez E, Macías M, Ribas M, Bosch O, Camarero JJ. (2007) Climate increases regional tree growth variability in Iberian pine forests. *Global Change Biology* 13:804-815
- Biondi F, Waikul K (2004) DENDROCLIM2002: a C++ program for statistical calibration of climate signals in tree-ring chronologies. *Computers and Geosciences* 30:303-311
- Bravo F (2007) *El papel de los bosques españoles en la mitigación del cambio climático*. Fundación Gas Natural
- Bravo-Oviedo A, Sterba H, del Río M, Bravo F (2006) Competition-induced mortality for Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. and *P. sylvestris* L. *Forest Ecology and Management* 222: 88-98
- Camarero JJ, Corcuera L, Peñuelas J, Gil-Pelegrín E (2004) Cambio global y decaimiento del bosque. En: Valladares, F. (Ed.), *Ecología del Bosque Mediterráneo en un Mundo Cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid. pp. 397-423
- Camarero JJ, Bigler CJ, Linares JC, Gil-Peregrín E (2011) Synergistic effects of past historical logging and drought on the decline of Pyrenean silver fir forests. *Forest Ecology Management* 262:759-769
- Camarero JJ, Sangüesa Barreda G, Alla AQ, González de Andrés E, Maestro Martínez M, Vicente-Serrano SM (2012) Los precedentes y las respuestas de los árboles a sequías extremas revelan los procesos involucrados en el decaimiento de bosques mediterráneos de coníferas. *Ecosistemas* 21:22-30
- Candel-Pérez D, Lucas-Borja ME, Linares JC (2012) Predicciones del crecimiento en poblaciones de pino laricio (*Pinus nigra* Arn. ssp. *salzmannii*) bajo diferentes escenarios futuros de cambio climático. *Ecosistemas* 21: 41-49
- Cook ER (1985) A time series analysis approach to tree-ring standardization. University of Arizona, Tucson, DS Thesis

- de Luis M, Brunetti M, Gonzalez Hidalgo JC, Longares LA, Martin Vide J (2010) Changes in seasonal precipitation in the Iberian Peninsula during 1946-2005. *Global and Planetary Change* 74:27-33
- Dobbertin M (2005) Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Research* 124:319-333
- Drobyshev I, Linderson H, Sonesson K (2007) Relationship Between Crown Condition and Tree Diameter Growth in Southern Swedish Oaks. *Environmental Monitoring Assessment*. 128: 61-73.
- Fernández-Cancio A, Navarro-Cerrillo RM, Sánchez-Salguero R, Fernández Fernández R, Manrique Menéndez E (2011) Phytoclimatic suitability of Scots pine plantations (*Pinus sylvestris* L.) at Sierra de los Filabres (Almería). *Ecosistemas* 20 (1):124-144.
- Fritts HC (1976) *Tree Rings and Climate*. Academic Press, New York
- Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F (2010) Drought-Induced Multifactor Decline of Scots Pine in The Pyrenees and Potential Vegetation Change by the Expansion of Co-occurring Oak species. *Ecosystems* 13:978-991
- Galiano L, Martínez-Vilalta J, Lloret F. 2011. Carbon reserves and canopy defoliation determine the recovery of Scots pine 4 year after a drought episode. *New Phytologist* 190:750-759
- Gómez-Aparicio L, García-Valdes R, Ruiz-Benito P, Zavala MA (2011) Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for management under global change. *Global Change Biology* 17:2400-2414
- Guada G (2010) Respuesta del crecimiento secundario de *Pinus sylvestris* L. y *Pinus nigra* Arnold a un episodio de decaimiento forestal en la Sierra de los Filabres. Trabajo Profesional Fin de Carrera. ETSIAM.Universidad de Córdoba, Córdoba
- Helama S, Salminen H, Timonen M, Varmola M (2008) Dendroclimatological analysis of seeded and thinned Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands at the coniferous timberline. *New Forests* 35:267-284
- Hernandez-Clemente R, Navarro-Cerrillo RM, Suarez L, Morales F, Zarco-Tejada PJ (2011) Assessing structural effects on PRI for stress detection in conifer forests. *Remote Sensing and Environment* 115:2360-2375
- Herrero A, Rigling A, Zamora R (2013a) Varying climate sensitivity at the dry distribution edge of *Pinus sylvestris* and *P. nigra*. *Forest Ecology and Management* 308:50-61
- Herrero A, Castro J, Zamora R, Delgado-Huertas A, Querejeta JI (2013b) Growth and stable isotope signals associated with drought-related mortality in saplings of two coexisting pine species. *Oecologia* 173:1613-24
- Holmes RL (1983) Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin* 43:68-78
- IPCC (2007) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge
- IPCC (2013) *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge
- Jump AS, Hunt JM, Peñuelas J (2006) Rapid climate change-related growth decline at the southern range edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology* 12: 2163-2174
- Linares JC, Pazo Sarria R, Taïqui L, Camarero JJ, Ochoa V, Lechuga V, Seco JI, Viñeola B, Sangüesa G, Gilarte P, Merino J (2012) Efectos de las tendencias climáticas y la degradación del hábitat sobre el decaimiento de los cedrales (*Cedrus atlantica*) del norte de Marruecos. *Ecosistemas* 21:7-14
- Linares JC, Tíscar PA (2010) Climate change impacts and vulnerability of the southern populations of *Pinus nigra* subsp. *salzmannii*. *Tree Physiologist* 30:795-806
- Lloret F (2012) Vulnerabilidad y resiliencia de los ecosistemas terrestres frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas* 21:85-90
- Lucdeme (2004) Ministerio de Medio Ambiente, Proyecto LUCDEME (Provincia de Almería-Baza) 1986-2004. Memorias y mapas de suelos E. 1:50.000. Madrid
- Manion PD (1981) *Tree Disease Concepts*. Prentice Hall, Upper Saddle River
- McDowell NG, Pockman WT, Allen CD, Breshears DD, Cobb N, Kolb T, Plaut J, Sperry J, West A, Williams DG, Yezzer EA (2008) Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought? *New Phytologist* 178:719-739
- Macías M, Andreu L, Bosch O, Camarero JJ, Gutiérrez E (2006) Increasing aridity is enhancing silver fir (*Abies alba* Mill.) water stress in its south-western distribution limit. *Climatic Change* 79:289-313
- Martín-Benito D, del Río M, Heinrich I, Helle G, Cañellas I (2010) Response of climate-growth relationships and water use efficiency to thinning in a *Pinus nigra* afforestation. *Forest Ecology Management* 259:967-975
- Martínez-Vilalta J, López BC, Adell N, Badiella L, Ninyerola M (2008) Twentieth century increase of Scots pine radial growth in NE Spain shows strong climate interactions. *Global Change Biology* 14:2868-2881



- Martínez-Vilalta J, Piñol J (2002) Drought-induced mortality and hydraulic architecture in pine populations of the NE Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 161:247-256
- Martínez-Vilalta J, Sala A, Piñol J (2004) The hydraulic architecture of *Pinaceae*. *Plant Ecology* 171: 3-13
- Martínez-Vilalta J, Aguadé D, Banqué M, Barba J, Curiel Yuste J, Galiano L, García N, Gómez M, Hereş AM, López BC, Lloret F, Poyatos R, Retana J, Sus O, Vayreda J, Vilà-Cabrera A (2012) Las poblaciones ibéricas de pino albar ante el cambio climático: con la muerte en los talones. *Ecosistemas* 21:15-21
- Millar CI, Stephenson NL, Stephens SL (2007) Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications* 17:2145-2151
- Navarro-Cerrillo RM, Varo MA, Lanjeri S, Hernández Clemente R (2007) Cartografía de defoliación en los pinares de pino silvestre (*Pinus sylvestris* L.) y pino salgareño (*Pinus nigra* Arn.) en la Sierra de los Filabres. *Ecosistemas* 16:163-171
- Palahí M, Grau JM (2003) Preliminary site index model and individual tree-growth and mortality models for black pine (*Pinus nigra* Arn.) in Catalonia (Spain). *Investigación Agraria, Sistemas y Recursos Forestales*. 12:137-148
- Peñuelas J, Lloret F, Montoya R (2001) Severe drought effects on Mediterranean woody flora. *Forest Science* 47:214-218
- Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Camarero JJ, Fernández-Cancio A (2010) Drought-induced growth decline of Aleppo and maritime pine forests in south-eastern Spain. *Forest Systems* 19:458-469
- Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Swetnam TW, Zavala MA. (2012a). Is drought the main decline factor at the rear edge of Europe? The case of southern Iberian pine plantations. *Forest Ecology and Management* 271:158-169
- Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Camarero JJ, Fernández-Cancio A (2012b) Selective drought-induced decline of pine species in southeastern Spain. *Climatic Change* 113:767-785
- Sánchez-Salguero R, Navarro Cerrillo RM, Camarero JJ, Fernández Cancio A, Swetnam, TW, Zavala MA (2012c) Vulnerabilidad frente a la sequía de repoblaciones de dos especies de pinos en su límite meridional en Europa. *Ecosistemas* 21:31-40
- Sánchez-Salguero R, Camarero JJ, Dobbertin M, Vilà-Cabrera A, Fernández-Cancio A, Manzanedo RD, Zavala MA, Navarro-Cerrillo RM (2013) Contrasting vulnerability and resilience to drought-induced decline of densely planted versus natural rear-edge *Pinus nigra* forests. *Forest Ecology and Management* 310:956-967
- Vilà-Cabrera A, Martínez-Vilalta J, Vayreda J, Retana J (2011) Structural and climatic determinants of demographic rates of Scots pine forests across the Iberian Peninsula. *Ecological Applications* 21:1662-1672
- Yamaguchi DK (1991) A simple method for cross-dating increment cores from living trees. *Canadian Journal of Forest Research* 21:414-416