



J. Madrigal-González^{1*}, S. Hantson², M.A. Zavala¹

¹Grupo de Ecología Forestal y Restauración, Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá (UAH)

²Departamento de Geografía y Geología, Universidad de Alcalá de Henares (UAH), IMK/IFU, KIT, Kreuzeckbahnstraße 19, 82467 Garmisch-Partenkirchen, Germany

*Correo electrónico: ecojmg@hotmail.com

26

Vulnerabilidad de las masas de pinares continentales ordenados frente al aumento de la frecuencia de años secos: el papel del CO₂ y la gestión forestal

Resultados clave

- El aumento de años secos, por encima de variaciones promedio en temperatura o precipitación, determina reducciones exponenciales de crecimiento relativo en árboles jóvenes. En árboles viejos el crecimiento relativo sin embargo no cambia prácticamente a lo largo de las décadas para las que se dispone de datos.
- Durante la primera mitad del siglo XX se observó a nivel de masa forestal una disminución del crecimiento relativo ante el aumento en la frecuencia de años secos. Esta respuesta tiende a desaparecer parcialmente hacia la segunda mitad del siglo a pesar de las sequías anormalmente prolongadas de las dos últimas décadas.
- El aumento en la concentración de CO₂ atmosférico podría explicar en parte esta pérdida de respuesta de la productividad forestal a la sequía de finales de siglo.
- Aunque el impacto del cambio climático podría compensarse parcialmente por el efecto fertilizador del CO₂ este efecto depende en gran medida de la estructura de la masa, siendo los árboles jóvenes más vulnerables.

Contexto

Las predicciones más recientes del Panel de Expertos sobre Cambio Climático (Collins et al. 2013) sugieren un aumento en la vulnerabilidad de los ecosistemas terrestres, no tanto por las consecuencias potenciales del calentamiento promedio como por el aumento en la probabilidad de eventos extremos de sequía en muchos lugares del planeta (Jentsch & Beierkuhnlein 2008). En particular, la vulnerabilidad de los ecosistemas forestales podría aumentar notablemente en zonas donde la disponibilidad de agua para las plantas es ya de por sí limitada, como es el caso del Mediterráneo (Lloret 2012).

Frente a estos pronósticos hay autores que proponen que la creciente concentración de CO₂ atmosférico (en adelante [CO₂]) podría revertir algunos de los impactos climáticos (Norby et al. 2005) a través de: (i) un aumento en la eficiencia del uso del agua, y (ii) valores de asimilación fotosintética más elevados (Long et al. 2004). En la península ibérica, en particular, el debate se mantiene abierto con evidencias procedentes tanto de observaciones como de modelización que predicen respuestas variables del arbolado -de negativas a neutras o incluso positivas- bajo condiciones más cálidas. En concreto, análisis isotópicos de carbono en anillos de crecimiento revela un aumento en la eficiencia del uso del agua asociada al aumento de la [CO₂] a lo largo del siglo XX (Linares & Camarero 2012). Este hecho, sin embargo, no parece reflejarse en todos los casos en aumentos proporcionales de crecimiento secundario lo cual podría deberse a una predominancia de los impactos negativos de la sequía sobre los positivos de la fertilización por carbono y el calentamiento (Peñuelas et al. 2011). Además, algunos trabajos plantean que ante una mejora del estado hídrico de la planta como consecuencia del aumento en la [CO₂], otros factores se vuelven limitantes e impiden que el fenómeno de fertilización por carbono se manifieste en incrementos netos de productividad (Norby et al. 2010).

Trabajos recientes en ecosistemas áridos muestran un aumento generalizado de la productividad durante las últimas décadas (Fensholt et al. 2012). Este “reverdecimiento” de zonas áridas podría ser consecuencia directa del aumento en la [CO₂], aunque existen varios factores que influyen sobre la productividad y entremezclan sus efectos en el tiempo (Donohue et al. 2013). En el caso de los ecosistemas forestales españoles estos estudios deben contemplar aspectos como el manejo histórico además de los aspectos puramente funcionales que operan a nivel de árbol o de masa forestal.

Figura 1



Figura 1. Pinares continentales de *Pinus pinaster* sobre suelos dunares en el municipio de Cuéllar (Segovia).

En esta contribución se presentan algunos resultados sobre impactos potenciales del aumento en la intensidad y frecuencia de la sequía en montes ordenados del centro de la península ibérica una tipología de masa forestal ampliamente distribuida en España. Se han estudiado separadamente las respuestas de crecimiento a nivel de individuo y de masa forestal para entender en qué medida aspectos como la edad del arbolado, el uso histórico de los recursos forestales o la competencia han influido sobre la dinámica de estas masas a lo largo del siglo XX. A nivel de bosque se modelizó la transferencia de carbono de la atmósfera a arbolado utilizando el modelo ORCHIDEE (Organizing Carbon and Hydrology in Dynamic Ecosystems). Estas simulaciones permitieron comparar resultados obtenidos a partir de una $[CO_2]$ constante con los obtenidos con una $[CO_2]$ que reproduce los cambios observados a lo largo del siglo XX. Básicamente el modelo asume que, ante un enriquecimiento en CO_2 atmosférico, la planta puede asimilar la misma cantidad de carbono en periodos de apertura estomática más cortos aumentando así su eficiencia en el uso del agua (Krinner et al. 2005).

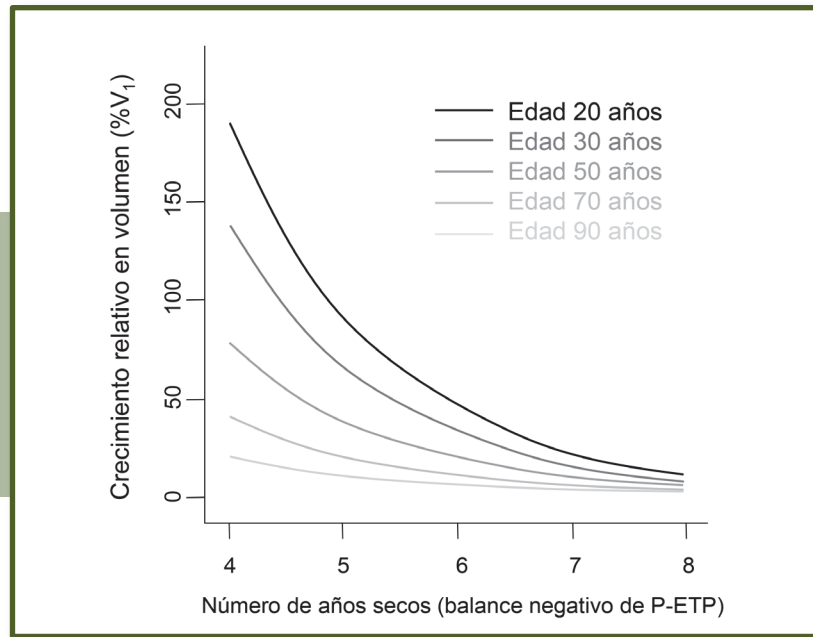
El bosque objeto de estudio (Figura 1) se asienta sobre dunas continentales donde los suelos son extremadamente arenosos, poco estructurados y con baja disponibilidad de nutrientes y muy baja capacidad de retención de agua (Termino et al. 1997; Gómez-Sanz and García-Viñas 2011). Esta condición le hace especialmente idóneo para evaluar el efecto de la variabilidad climática sobre el arbolado dada la elevada sensibilidad de la humedad del suelo a las variaciones interanuales de precipitación y temperatura (Gómez-Sanz and García-Viñas 2011).

Resultados y discusión

Los análisis estadísticos sugieren que el aumento en la frecuencia de años secos, por encima de las temperaturas promedio o las precipitaciones, son el factor que mejor explica el crecimiento del arbolado a lo largo del siglo XX. En particular se observa un fuerte impacto negativo sobre el crecimiento relativo de los individuos más jóvenes (20-30 años) junto a impactos casi nulos en los individuos más viejos (> 90 años; Figura 2). Esta respuesta, a su vez, puede variar con la densidad de las masas con un menor crecimiento en rodales con densidades más altas (Figura 3). Así, la vulnerabilidad ante un aumento de la frecuencia de años secos sería especialmente elevada en masas jóvenes y densas, donde la competencia podría agravar los efectos negativos de la sequía.

Las respuestas dependientes de la edad respecto a factores climáticos puede ser un aspecto clave de cara a evaluar la vulnerabilidad de los ecosistemas forestales al cambio climático. Sin embargo, existe controversia sobre qué individuos son realmente más sensibles a la variabilidad climática o incluso hasta qué punto la dependencia de la edad es un aspecto generalizable para todas las especies (Carrer & Urbinati 2004). En el caso concreto de coníferas como *P. pinaster*, algunos autores han observado periodos de crecimiento anual más largos en los individuos jóvenes, lo cual en condiciones favorables, les puede permitir crecer más (Vieira et al. 2009). Por otra parte, en condiciones de baja disponibilidad de agua durante todo el año, los árboles jóvenes mostrarán patrones de crecimiento relativo más parecidos a los individuos viejos. Estos por su parte, presentan periodos de crecimiento más estables pero más cortos y tasas de crecimiento que prácticamente no cambian a pesar de la variabilidad climática. En parte este hecho puede deberse a un mayor desarrollo radicular que les permite acceder a niveles más profundos donde la

■ **Figura 2**



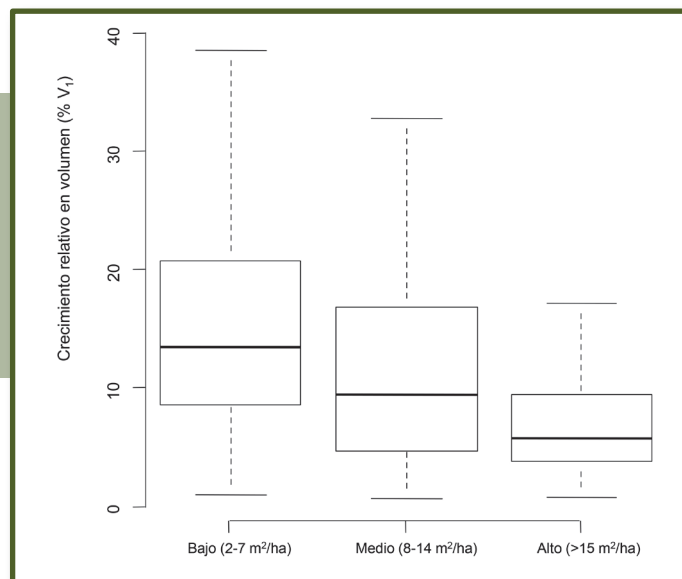
▲ **Figura 2.** Crecimiento relativo predicho por el mejor modelo frente al número de años secos por década (nivel árbol) y para diferentes edades. El área basimétrica de madera por hectárea se ajustó al valor promedio para esta simulación. Se consideran años secos aquellos en los que el balance P-ETP tiene valor negativo, es decir, la demanda de agua por evapotranspiración es superior al aporte de agua por precipitación.

Fuente: Elaboración propia.

disponibilidad de agua es más estable a lo largo del año. Su relativa falta de sensibilidad, además, podría estar en parte también relacionada con el enriquecimiento en CO₂ atmosférico. Así, una menor disponibilidad de agua bajo condiciones extremas de sequía podría verse compensada por el aumento de CO₂, especialmente en la última década del siglo donde se alcanzaron los niveles máximos de [CO₂]. Desconocemos en todo caso si el proceso de fertilización por carbono puede variar con la edad de los individuos, con respuestas diferenciales entre jóvenes y adultos.

A escala de bosque, el clima, la gestión forestal (incluyendo la extracción de resina) y la competencia (stock de madera por hectárea) son factores relevantes para explicar el crecimiento relativo. Junto a ellos, se reconoce un efecto positivo y estadísticamente significativo del aumento en la [CO₂]. En este sentido, el mejor modelo para explicar los valores observados de crecimiento relativo es aquel que incluye, como variable independiente, la simulación de almacenamiento de carbono que integra el efecto del cambio en la [CO₂] (Tabla 1). En apoyo a este resultado, un análisis paralelo muestra que la capacidad explicativa de la variable “número de años secos” sobre

■ **Figura 3**



▲ **Figura 3.** Crecimiento relativo observado (nivel de árbol) en tres niveles de área basimétrica representativos del bosque objeto de estudio. El crecimiento disminuye en masas donde el área basimétrica es mayor (presumiblemente mayor competencia).

Fuente: Elaboración propia.

el crecimiento relativo de la masa es muy alta si sólo se incluyen las décadas de la primera mitad del siglo, y disminuye notablemente cuando se incorporan al análisis las décadas de la segunda mitad (cuando se alcanzaron los niveles máximos de $[CO_2]$; Figura 4). Algunos trabajos recientes han mostrado que la eficiencia en el uso del agua ha aumentado hacia los últimos años del siglo XX (Peñuelas et al. 2011). Curiosamente, muchos de estos trabajos muestran un falta de correspondencia entre eficiencia en el uso del agua y crecimiento que se ha justificado a través del impacto negativo predominante de los eventos extremos de sequía, los cuales, pueden incluso inducir fenómenos de decaimiento poblacionales (Linares & Camarero 2012).

La mayor parte de observaciones de respuestas a la sequía en la península ibérica se corresponden con especies forestales que tienen en el Mediterráneo su

extremo meridional de distribución (Martínez-Vilalta et al. 2012, Sánchez-Salguero et al. 2010, 2012). Las especies bien adaptadas a la escasez de agua, por su parte, deberían presentar respuestas más positivas al aumento de la concentración de CO_2 (Oechel et al. 1995). Así, un estudio reciente en el Mediterráneo oriental Europeo sugiere que el enriquecimiento en CO_2 atmosférico puede mejorar significativamente la capacidad de resistencia a la sequía en coníferas mediterráneas (Koutavas 2012). Nuestros resultados sugieren que el papel relativo del CO_2 es limitado en comparación con los otros factores que explican el almacenamiento de carbono. Más aún, la huella del CO_2 puede incluso desaparecer en función de la estructura del bosque o tipo de gestión. Este hecho sugiere que existen varios factores que actúan conjuntamente y cuyos efectos aislados pueden enmascarse entre sí. Uno de los posibles factores que podría también afectar a los efectos del CO_2 atmosférico es la fertilización procedente de la deposición de nitrógeno. Para este factor carecemos de información explícita aunque los modelos

Tabla 1. Selección de variables para el modelo de crecimiento a nivel de masa forestal utilizando un procedimiento paso a paso hacia atrás con el índice AICc. Dado que las simulaciones ORCHIDEE con CO_2 constante y con cambio en CO_2 están correlacionadas se decidió proceder con la selección de los mejores modelos por separado utilizando una de estas variables de cada vez. Después se compararon los mejores modelos para ver cuál de los dos era el más explicativo.

Modelos	Nº parámetros	AICc	$\Delta AICc$	$\Delta AICc$
Modelo saturado con $[CO_2]$ constante	7	685	0	
Quitamos "producción de resina"	6	703	18	*
Quitamos "cortas de madera"	6	683	-2	
Quitamos "stock de madera"	6	728	43	*
Quitamos la variable ORCHIDEE	6	690	5	*
Modelo saturado con cambio en $[CO_2]$	7	679	0	
Quitamos "producción de resina"	6	696	17	*
Quitamos "cortas de madera"	6	677	-2	
Quitamos "stock de madera"	6	740	61	*
Quitamos la variable ORCHIDEE	6	690	11	*
Modelo seleccionado con $[CO_2]$ constante	6	683	6	
Modelo seleccionado con cambio en $[CO_2]$	6	677	0	mejor modelo
Modelo solo con intercepto (~aleatorio)	1	785	108	
Sólo ORCHIDEE con $[CO_2]$ constante	2	770	0	
Sólo ORCHIDEE con cambio en $[CO_2]$	2	774	4	

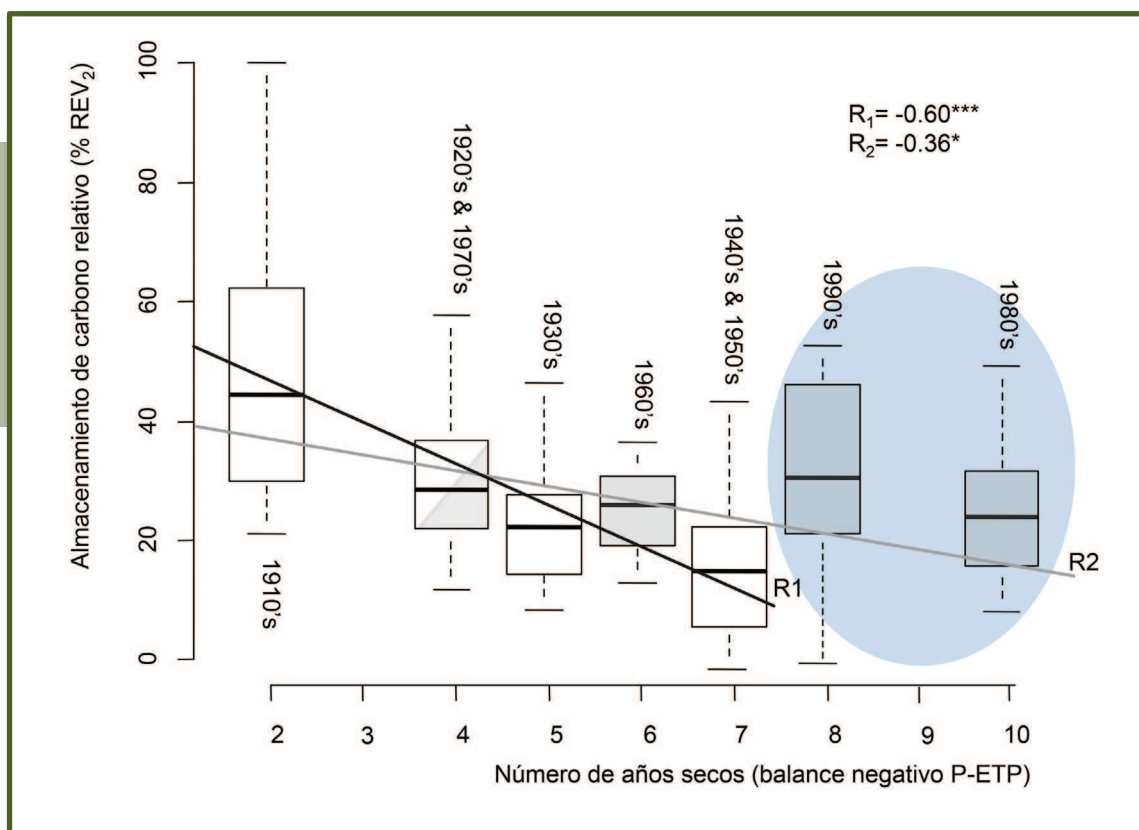
a escala Europea sugieren que los niveles de deposición son comparativamente muy bajos en esta zona de la Península (Leip et al. 2011).

Los factores históricos relacionados con la gestión, en especial la resinación y las existencias acumuladas en el bosque (stocks), tuvieron un papel muy significativo para explicar el crecimiento de las masas. En ambos casos los efectos fueron negativos con un menor crecimiento con mayores producciones de resina y mayor densidad de existencias. Para el caso de la resinación este impacto podría atribuirse a dos aspectos de la producción: (i) la resinación implica una asignación extra de carbono a la producción de resina como forma de protección ante la agresión en los árboles; (ii) el daño que provoca la práctica de la resinación podría debilitar al árbol y con ello reducir el potencial de crecimiento. El área basimétrica por su parte es utilizado ampliamente como un indicador de la intensidad de la competencia. Otros trabajos a nivel de árbol han mostrado el papel

predominante de la competencia sobre el crecimiento (Gómez-Aparicio et al. 2011). Nuestros resultados a nivel de árbol apoyan estos efectos negativos de la densidad en las masas forestales aunque en los modelos a nivel de masa forestal no se comprobaron las interacciones entre stocks y sequía.

Los diferentes resultados sugieren que las posibilidades futuras del monte deben tener en cuenta los diferentes escenarios de aumento de la sequía para ajustar los turnos, la intensidad de los tratamientos y los periodos de regeneración bajo condiciones de mayor aridez. Así, las densidades actuales deberían ajustarse en relación a las densidades máximas actuales y los periodos de rotación alargarse para asegurar una mayor resistencia frente a las sequías, una mayor productividad y el replazo generacional.

■ Figura 4



▲ **Figura 4.** Relación entre el almacenamiento de carbono relativo (nivel bosque) y el número de años secos para el periodo 1912-1952 (R_1) y para el periodo completo 1912-2002 (R_2). Se observa una disminución notable en el coeficiente de correlación cuando se incluyen las décadas de la segunda mitad del siglo en favor de la hipótesis de que el aumento en CO_2 atmosférico podría estar compensando los efectos negativos del aumento de años secos en la década. Resaltadas sobre un círculo azul se representan las dos últimas décadas del siglo (1982-2002) con valores de almacenamiento de carbono especialmente elevado a pesar del elevado número de años secos. Las cajas en blanco representan información sobre crecimiento relativo en las décadas de la primera mitad del siglo XX mientras las coloreadas en gris representan las de la segunda mitad. Las cajas con ambos colores representan la información combinada de dos décadas que tienen el mismo número de años secos pero pertenecen, una a la primera mitad del siglo y la otra a la segunda.

Fuente: Elaboración propia

■ Recomendaciones para la adaptación

El manejo de la estructura de edades y la competencia en estos bosques podría minimizar los impactos negativos del cambio climático sobre la productividad y el almacenamiento de carbono. En concreto nuestros resultados sugieren las siguientes recomendaciones para la adaptación:

- Promover una estructura de edades heterogénea. Nuestros resultados muestran respuestas diferenciales a la frecuencia de años secos entre individuos jóvenes y viejos. Una estructura heterogénea de edades permitiría maximizar la resistencia de las masas al aumento del número de años secos teniendo en cuenta que los individuos jóvenes son mucho más vulnerables que los viejos.
- En relación con el punto anterior, sería además muy aconsejable alargar los turnos de explotación para asegurar la productividad y al mismo tiempo el reemplazo del arbolado adulto.
- Disminuir la densidad de las masas tras el periodo de regenerado permitiría reducir los impactos negativos de la sequía en ambientes competitivos.

■ Material suplementario

Área de estudio

La información sobre almacenamiento de carbono, estructura poblacional y manejo a largo plazo (1912-2002) se ha extraído del proyecto de ordenación de un bosque mediterráneo seco situado en el centro-norte de la Península Ibérica (altitud: 841 m.s.n.m.; situación geográfica: $41^{\circ} 19' N - 4^{\circ} 12' O$, provincia de Segovia). Este bosque (Monte de Utilidad Pública nº48, localidad de Cuéllar) ocupa *c.* 7,500 hectáreas y es parte de un territorio homogéneo y extenso que abarca parte de las provincias de Segovia, Ávila y Valladolid, y que está dominado por extensas masas forestales conformando lo que se conoce localmente como Tierra de Pinares.

El clima es de tipo Mediterráneo con marcada influencia continental, inviernos fríos y húmedos, y veranos cálidos y secos (Calonge 1987). La precipitación anual promedio es de 480 mm y tiende a distribuirse mayoritariamente hacia los meses de otoño y primavera. La temperatura anual promedio es de $12^{\circ} C$, con temperaturas mínimas promedio por debajo de $0^{\circ} C$ en Diciembre, Enero y Febrero, y temperaturas máximas promedio por encima de $30^{\circ} C$ en Julio y Agosto. Aunque la especie dominante es el pino resinero, *Pinus pinaster* Aiton, otras especies de pino (*Pinus sylvestris* y *Pinus*

nigra) y algunas quercíneas (*Quercus ilex* y *Quercus faginea*) aparecen marginalmente ocupando enclaves húmedos a orillas de arroyos y lagunas estacionales.

Existencias de madera y crecimientos relativos

Toda la información sobre existencias de madera y explotación de recursos fue extraída de los documentos incluidos en el proyecto de ordenación que abarca el periodo entre 1912 y 2002. Todos los documentos relativos a este proyecto se encuentran archivados en la Delegación Territorial de Medio Ambiente de la Junta de Castilla y León en la ciudad de Segovia. La información existente hace referencia a inventarios de existencias de madera (número de árboles y volumen de madera), resina y otros servicios indirectos como la caza y las adjudicaciones de leñas para periodos de diez años desde el comienzo del manejo. Por cuestiones administrativas y de gestión la masa forestal fue desde un principio subdividida en secciones, cuarteles, tramos y tranzones sujetos a similares prácticas de gestión: 4 tranzones por tramo, 4 tramos por cuartel y 3-4 cuarteles por sección (3 secciones en total). Para todo el conjunto del monte se aplica un tipo de manejo de aclareos sucesivos en tramos permanentes con un periodo de rotación de 80-100 años.

Las existencias de madera en cada cuartel se calculan como la suma de los volúmenes individuales de cada árbol presente en el monte. Atendiendo a cuestiones prácticas en el momento del cálculo del volumen de madera para el conjunto del monte, donde más de 500.000 árboles son contados y medidos cada diez años, se precisa que las mediciones directas para cada árbol sean rápidas: diámetro a la altura del pecho (d.b.h., mm) y altura total (m). Partiendo de estos parámetros básicos es posible calcular de forma sencilla el volumen del árbol como si éste fuese un cilindro perfecto. No obstante, el diámetro del tronco va progresivamente disminuyendo a medida que vamos de la base al extremo superior del mismo, por lo que es necesario aplicar algún tipo de corrección para obtener una medida algo más precisa del volumen. Comúnmente se suelen aplicar dos tipos de correcciones: (i) ecuaciones para la estimación de la reducción del diámetro del tronco (en inglés "taper equations"), o (ii) coeficientes mórficos. En el caso del presente monte, el método aplicado desde los comienzos del proyecto de ordenación son los coeficientes mórficos que se obtienen de la comparación entre el cálculo del volumen del tronco como si fuese un cilindro perfecto y de éste calculado como la suma de trozos cilíndricos del tronco (trozas). El segundo cálculo requiere de mediciones directas obtenidas en árboles cortados y troceados pertenecientes a diferentes clases diamétricas (20-30 cm, 30-40 cm, 40-50 cm, > 50 cm). Estos árboles se denominan árboles tipo y su número varía en función de la década de muestreo: 30-40 árboles la década de 1912-1922, 30 árboles en la década de 1922-1932, 80 árboles en la década de 1942-1952, 80 árboles en la década de 1952-1962, 60 árboles en la década de 1962-1972, y 512 en la década de 1992-2002. En la ausencia de datos sobre árboles tipo el cálculo de volúmenes para un década se lleva a cabo utilizando los más recientes disponibles de décadas anteriores.

Para calcular los coeficientes mórficos es necesario en primer lugar calcular con cierta precisión el volumen individual de los árboles. Para ello, y de acuerdo con la idea de que el diámetro de los troncos disminuye desde la base hasta el extremo superior, cada árbol tipo es troceado en partes de 1-2 metros de longitud a lo largo de

las cuales el diámetro puede ser considerado constante. A continuación, el volumen de cada pieza (V_i) es calculado como si de cilindros se tratara a partir de la fórmula:

$$V_i = \pi r_i^2 a_i$$

donde r es el radio de la sección basal y a es la altura de cada pieza i del tronco.

La suma de todas las partes en la que se trocea el tronco del árbol constituye el volumen del tronco. La manera en la que se deriva un único coeficiente mórfico (C) a través del cual estimar el volumen del resto de los árboles para los cuales sólo se dispone de las medidas básicas (d.b.h. y altura) es dividir el volumen calculado a partir de trozas por el volumen calculado como si todo él fuese un cilindro:

$$C = \frac{\sum_{i=1}^n V_i}{V_{\text{tronco}}}$$

donde $\sum_{i=1}^n V_i$ es el sumatorio del volumen de las n piezas en la que se divide el tronco, y V_{tronco} es el volumen del tronco calculado como si fuese un único cilindro. Siguiendo este procedimiento se calculan coeficientes mórficos para las diferentes clases diamétricas en diferentes partes del monte. Así, y una vez obtenidas las mediciones básicas para todos y cada uno de los árboles, éstos son asignados a una clase diamétrica y su volumen como cilindro es corregido utilizando el correspondiente coeficiente mórfico.

Junto con la información sobre existencias de madera hay también información crucial relacionada con la explotación de los recursos primarios, madera y resina. Así por ejemplo, el incremento en volumen de la masa en el periodo de 10 años considera las extracciones de madera en cortas ordinarias y extraordinarias. Con ello, el cálculo del crecimiento de la masa puede realizarse como:

$$\Delta V = V_2 - V_1 + V_{\text{cortas}}$$

donde ΔV es el incremento en volumen de madera en el periodo de tiempo entre dos inventarios consecutivos, V_2 son las existencias de madera en el segundo inventario, V_1 son las existencias en el primer inventario y V_{cortas} es el volumen de madera extraído en el periodo. Para hacer esta medida comparable entre cuarteles y décadas se hizo relativa al volumen de madera del segundo inventario:

$$\Delta V (\%) = \frac{\Delta V}{V_2} * 100$$

donde $\Delta V (\%)$ es el incremento en volumen en términos relativos, usando en el presente trabajo como

crecimiento relativo. Esta medida de incremento de volumen, por tratarse de un monte monoespecífico, es un buen proxy del incremento en biomasa y por ende del almacenamiento de carbono del monte en los periodos de diez años a lo largo del siglo XX. Por esa razón hablamos de ésta medida como almacenamiento de carbono en términos relativos.

A nivel de árbol se utilizó como proxy de competencia el área basimétrica de las unidades espaciales más pequeñas en que está subdividido el monte (tranzones). Esta información está contenida en los archivos del proyecto de ordenación. Para los modelos a nivel de masa, se utilizó como proxy de competencia el valor de volumen de madera por hectárea al nivel de cuartel, que fue el nivel al que se calcularon los crecimientos relativos.

Información climática de temperaturas y Precipitaciones e índice SPEI

La información de largo plazo para la zona de estudio fue tomada de la base de datos CRU TS 3.0. Estos datos fueron además utilizados para las simulaciones de secuestro de carbono con el modelo ORCHIDEE. En cuanto al índice de sequía se utilizó el índice SPEI (Standardised Precipitation-Evapotranspiration Index, Vicente-Serrano et al. 2010). Este índice es una estandarización del balance Precipitación – Evapotranspiración en el que valores negativos representan periodos en los cuales la demanda de agua por evapotranspiración excede los aportes de agua por precipitación. Esta es la base para considerar años secos o húmedos teniendo en cuenta el signo del índice de sequía.

Extracción de resina como factor explicativo del almacenamiento de carbono

La resina es un producto altamente valorado desde siglos en estos montes (referencia). Por esta razón, la cantidad de resina ha sido cuidadosamente monitorizada desde el comienzo del proyecto de ordenación como parte de los planes económicos asociados al mismo. Más aún, la explotación de la resina ha sido convenientemente planificada en concordancia con la propia explotación de la madera en un proceso sostenible en el tiempo. No obstante, la explotación de la resina conlleva efectos negativos a nivel del crecimiento de los árboles, tanto por el efecto directo que implica el secuestro de carbono en forma de compuestos como los terpenos y los ácidos resínicos, como por los daños que provoca su extracción en el árbol. Este impacto debe ser incluido en los modelos como una variable que puede influir notablemente en el secuestro y almacenamiento de carbono y cuyo papel puede enmascarar e incluso alterar el papel de otros factores como el clima o la [CO₂] atmosférico.

Modelos estadísticos a nivel de árbol y de masa forestal

Tanto a nivel de árbol como de masa forestal se aplicaron modelos mixtos generalizados para analizar las respuestas de crecimiento a factores como el clima, la estructura forestal, la edad de los árboles y el aumento del CO₂ atmosférico. Estos modelos se caracterizan por incluir un término aleatorio que incluye las estructuras de dependencia en los datos, que en este caso particular son las unidades de manejo (cuarteles) y las décadas de muestreo. La selección de variables en los modelos se

llevó a cabo utilizando el criterio de Akaike corregido para tamaños de muestra pequeños (Akaike Information Criterion corrected; AICc). Se aplicó un proceso de selección paso a paso hacia atrás partiendo de modelos sobre-saturados que incluyen todas las variables y las correspondientes interacciones por pares. La estimación de parámetros se hizo utilizando la aproximación de Laplace y máxima verosimilitud.

Para una descripción más detallada de modelos y resultados consultar Madrigal-González & Zavala (2014) y Madrigal-González et al. (2015).

Referencias bibliográficas

- Calonge G. (1987) *El complejo ecológico y la organización de la explotación forestal en la Tierra de Pinares segoviana*. Diputación Provincial Segovia
- Carrer M, Urbinati C (2004) Age-dependent tree-ring growth responses to climate in *Larix decidua* and *Pinus cembra*. *Ecology* 85:730-740
- Collins M, Knutti R, Arblaster J, Dufresne JL, Fichefet T, Friedlingstein P, Gao X, Gutowski WJ, Johns T, Krinner G, Shongwe M, Tebaldi C, Weaver AJ, Wehner M (2013) Long-term Climate Change: Projections, Commitments and Irreversibility. En: Stocker TF, Qin D, Plattner GK, Tignor M, Allen SK, Boschung J, Nauels A, Xia Y, Bex V, Midgley PM, editores. *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, United Kingdom and New York, NY, USA
- Donohue R J, Roderick M L, McVicar T R, Farquhar G D (2013) Impact of CO₂ fertilization on maximum foliage cover across the globe's warm, arid environments. *Geophysical Research Letters* 40:3031-3035
- Fensholt R, Langanke T, Rasmussen K, Reenberg A, Prince S, Tucker C, Scholes R, Le Q, Bondeau A, Eastman R, Epstein H, Gaughan A, Hellden U, Mbow C, Olsson L, Paruelo J, Schweitzer C, Seaquist J, Wessels K (2012) Greenness in semi-arid areas across the globe 1981-2007 - An Earth Observing Satellite based analysis of trends and drivers. *Remote Sensing of Environment* 121:144-158
- Gómez-Aparicio L, García-Valdés R, Ruíz-Benito P, Zavala M.A (2011) Disentangling the relative importance of climate, size and competition on tree growth in Iberian forests: implications for forest management under global change. *Global Change Biology* 17: 2400-2414
- Gómez-Sanz, V. and J.I. García-Viñas. 2011. Soil moisture spatio-temporal behavior of *Pinus pinaster* stands on sandy flatlands of central Spain. *Forest Systems* 20:293-302
- Jentsch A, Beierkuhnlein, C (2008) Research frontiers in climate change: Effects of extreme meteorological events on ecosystems. *C.R. Geoscience* 340:621-628

- Koutavas A (2013) CO₂ fertilization and enhanced drought resistance in Greek firs from Cephalonia Island, Greece. *Global change biology* 19:529-539
- Krinner G, Viovy N, de Noblet-Ducoudré N, Ogée J, Polcher J, Friedlingstein P, Prentice I C (2005) A dynamic global vegetation model for studies of the coupled atmosphere-biosphere system. *Global Biogeochemical Cycles* 19:GB1015
- Leip A, Britz W, Weiss F, de Vries W (2011) Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. *Environmental Pollution* 159:3243-3253
- Linares JC, Camarero JJ (2012) From pattern to process: linking intrinsic water-use efficiency to drought-induced forest decline. *Global Change Biology* 18:1000-1015
- Lloret, F (2012) Vulnerabilidad y resiliencia de ecosistemas forestales frente a episodios extremos de sequía. *Ecosistemas* 21:85-90
- Long SP, Ainsworth EA, Rogers A, Ort DR (2004) Rising atmospheric carbon dioxide: plants FACE the future. *Annual Review of Plant Biology* 55:591-628
- Madrigal-González J, Hantson S, Yue C, Zavala MA (2015) Long-term carbon storage dynamics in water limited forests: reconciling competition, historical management and carbon fertilization effects on forest growth Ecosystems: 9882 DOI: 10.1007/s10021-015-9882-9
- Madrigal-González J, Zavala MA (2014) Competition and tree age modulated last century pine growth responses to high frequency of dry years in a water-limited forest ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology* 192-193:18-26
- Martínez-Vilalta J, López BC, Loepfe L, Lloret F (2012) Stand-and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. *Oecologia* 168:877-888
- Norby RJ, DeLucia EH, Gielen B, Calfapietra C, Giardina CP, King JS, Ledford J, McCarthy HR, Moore DJP, Ceulemans R, De Angelis P, Finzi AC, Karnosky DF, Kubiske ME, Lukac M, Pregitzer KS, Scarascia-Mugnozza GE, Schlesinger WH, Oren R (2005) Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 102:18052-18056
- Norby RJ, Warren JM, Iversen CM, Medlyn BE, McMurtrie RE (2010) CO₂ enhancement of forest productivity constrained by limited nitrogen availability. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 107:19368-73
- Oechel WC, Vourlitis G, Hastings SJ (1997) Cold season CO₂ emission from arctic soils. *Global Biogeochemical Cycles* 11:163-172
- Peñuelas J, Canadell J G, R Ogaya (2011) Increased water-use efficiency during the 20th century did not translate into enhanced tree growth. *Global Ecology and Biogeography* 20:597-608
- Sánchez-Salguero R, Navarro RM, Camarero JJ, Fernández-Cancio A (2010) Drought-induced growth decline of Aleppo and maritime pine forests in south-eastern Spain. *Forest Systems* 19:458-470
- Sánchez-Salguero R, Navarro-Cerrillo RM, Swetnam TW, Zavala MA (2012) 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
- Temíño J, García-Hidalgo JF, Segura M (1997) Caracterización y evolución geológica del sistema dunas-humedales de Cantalejo (Segovia). *Estudios Geológicos* 53:135-143.
- Vicente-Serrano SM, Beguería S, López-Moreno JI (2010) A multiscalar drought index sensitive to global warming: The standardized precipitation evapotranspiration index. *Journal of Climate* 23:1696-1718
- Vieira J, Campelo F, Nabais C (2009) Age-dependent responses of tree-ring growth and intra-annual density fluctuations of *Pinus pinaster* to Mediterranean climate. *Trees* 23:257-265



S. Sabaté^{1,2*}, D. Nadal-Sala¹, C. Gracia^{1,2}

¹Departamento de Ecología, Facultad de Biología, Universitat de Barcelona, 08028 Barcelona, España

²CREAF (Centre de Recerca Ecològica i Aplicacions Forestals), 08193 Cerdanyola del Vallès, España

* Correo electrónico: santi.sabate@ub.edu

27

Proyecciones sobre la evolución de los balances de carbono y agua para los bosques españoles en el contexto del cambio climático

Resultados clave

- Durante la primera mitad de siglo, se proyecta un incremento de la producción forestal. El efecto fertilizante del aumento de CO₂ atmosférico compensaría los efectos negativos de la reducción de precipitación y del aumento de temperatura.
- Bajo los escenarios climáticos más adversos se proyecta una disminución de la producción forestal durante la segunda mitad de siglo. El aumento de aridez en este periodo, no podría compensarse por el aumento de CO₂.
- El actual cambio climático incrementará la evapotranspiración de las masas forestales españolas al mismo tiempo que reducirá su disponibilidad hídrica.
- Una gestión forestal adaptativa puede ayudar a mitigar los efectos negativos del cambio climático sobre las masas forestales mediterráneas.

Contexto

Las proyecciones climáticas para la Península Ibérica para este siglo muestran tanto una reducción moderada de la precipitación como un incremento de la temperatura (IPCC 2007, Martín-Vide et al. 2010, IPCC 2013). Este hecho supondrá un cambio en las condiciones de crecimiento de los bosques mediterráneos que puede alterar su composición y distribución (Peñuelas & Boada 2003, Palahí et al. 2008, Keenan et al. 2011). Los ecosistemas no siempre reaccionan de forma lineal a las presiones ambientales (Carpenter & Brock 2011), y por lo tanto, cambios drásticos en las condiciones climáticas como las actuales pueden dar lugar a saltos abruptos en

la conformación de los ecosistemas (Catalán et al. 2013). De hecho, se han documentado impactos negativos del incremento de temperatura y aridez en distintos ecosistemas forestales, ya sea en forma de mortalidad arbórea (Bigler et al. 2006, Allen et al. 2010) como en forma de defoliaciones masivas (Carnicer et al. 2011).

Un rasgo característico de los ecosistemas forestales mediterráneos es la presencia de un período con un mayor o menor grado de estrés hídrico (Vicente-Serrano 2006, Sabaté & Gracia 2010, García-Ruiz et al. 2011) durante el verano. Es decir, en la disyuntiva existente entre una transpiración limitada por el agua disponible o limitada por la demanda evaporativa (Piñol et al. 1999, Sabaté & Gracia 2010), la mayor parte de los bosques mediterráneos tienden a sufrir una limitación en su transpiración por déficit hídrico (Piñol et al. 1999). Existen, no obstante, algunas excepciones a esta afirmación: bosques de planifolios de origen boreal o bosques de ribera de aguas permanentes, cuya transpiración está fundamentalmente limitada por la energía disponible (Nadal-Sala et al. 2013a). Se espera un incremento de los impactos negativos del estrés hídrico estival sobre los bosques mediterráneos durante este siglo, sobre todo en su segunda mitad (Schröter et al. 2005). En este contexto los bienes y servicios ofrecidos por los bosques mediterráneos (Palahí et al. 2008) se verán comprometidos (Schröter et al. 2005, Allen et al. 2010, Otero et al. 2011). El incremento de la evapotranspiración por parte del estrato arbóreo (Gracia et al. 2010) supondrá una disminución del agua drenada y de escorrentía (Bosch & Hewlett 1982). Esta disminución del agua de escorrentía puede llegar incluso a provocar que cursos fluviales actualmente de aguas permanentes puedan secarse durante los períodos particularmente secos que se proyectan (Farley et al. 2005). Este hecho impondría severas constricciones a los ecosistemas fluviales y ribereños (Otero et al. 2011).

El conjunto de los bosques del mundo son capaces de fijar el 30% de las emisiones de CO₂ de origen antropogénico (Pan et al. 2011). Por lo tanto, su papel como regulador del ciclo biogeoquímico del carbono a corto-medio plazo resulta fundamental. Vayreda et al. (2012) calcularon que la fijación de carbono por parte de los bosques españoles fue de 1.40 MgC·ha⁻¹·año⁻¹ durante el período 1996-2006. Existe una estrecha relación entre la fijación de carbono y la evapotranspiración de la masa forestal (Gracia et al. 2010), es decir, para fijar carbono es necesario disponer de agua y energía: cerca del 40% de los bosques del mundo tienen una producción limitada por la disponibilidad hídrica (Nemani et al. 2003). Explicado de forma breve, el CO₂ atmosférico difunde al interior de la hoja a través de unas estructuras celulares con forma de poro llamadas estomas. A la capacidad de difusión del CO₂ desde la atmósfera hasta el interior de la hoja es a lo que llamamos conductancia estomática. Esta conductancia estomática varía en función del grado de apertura de los estomas. El árbol abre o cierra estomas dependiendo del potencial hídrico de la hoja y la demanda evaporativa de la atmósfera. Es decir, la permeabilidad al CO₂ de la hoja depende tanto del grado de hidratación de la misma como de la energía disponible en la atmósfera. Por lo tanto, se deduce que disponer de CO₂ para realizar la fotosíntesis significa perder agua por transpiración.

Para las plantas C3 se puede considerar que la pérdida de vapor de agua en la fijación de carbono es aproximadamente una relación de 1000:1. Un árbol promedio precisa transpirar 1000 g de agua para fijar 1 g de carbono (Sabaté & Gracia 2010). El coste en agua de fijación de carbono es, por lo tanto, tres órdenes de magnitud superior al carbono fijado por fotosíntesis. El balance entre agua perdida por transpiración y el carbono fijado se define como la eficiencia en el uso del agua. Un incremento en la concentración del CO₂ atmosférico permitiría, teóricamente, un aumento de la eficiencia en el uso del agua (Sabaté et al. 2002, Keenan et al. 2011). Sin embargo, existen múltiples interacciones fisiológicas no lineales entre la eficiencia de la fotosíntesis y la concentración de carbono ambiental (Caemmerer & Farquhar 1981, Evans 1989). En este sentido una mayor

aridez podría repercutir en reducciones tanto de la conductancia estomática (Cramer et al. 2001) como de la conductancia del mesófilo – capacidad de difusión del CO₂ desde la cámara estomática hacia el interior del cloroplasto, dependiente de la temperatura y del grado de hidratación de la hoja - (Keenan et al. 2010a, Keenan et al. 2010b). Otros factores que podrían limitar el efecto fertilizante del CO₂ son la saturación del aparato fotosintético (Stitt 1986) o la limitación por parte del N disponible (Norby et al. 2010).

En esta contribución tratamos de explicar los efectos de distintos escenarios de cambio climático para este siglo sobre los balances de agua y carbono de los bosques españoles. Asimismo, damos a conocer los distintos trabajos de modelización realizados con el modelo mecanicista de simulación forestal GOTILWA+ (Growth Of Trees Is Limited by Water, <http://www.creaf.uab.cat/gotilwa+/>). Morales et al. 2005, Keenan et al. 2008, Nadal-Sala et al. 2013b). También se muestran nuestros trabajos respecto a la evaluación de distintas propuestas de gestión forestal enfocadas a la mitigación del impacto del cambio climático sobre la población forestal.

Resultados y discusión

Efectos del cambio climático en la fijación de carbono de los bosques españoles

Aunque hay un amplio consenso en la comunidad científica de que el cambio climático tendrá grandes repercusiones en los ecosistemas forestales, las opiniones respecto a su dirección y escala temporal son dispares. Si bien hay evidencias de que un incremento de CO₂ atmosférico provocará una mayor producción de los bosques a escala global debido a un fenómeno de fertilización durante la primera mitad de este siglo, (Figura 1, Cramer et al. 2001, Sabaté et al. 2002, Keenan et al. 2011), los patrones para la segunda mitad de siglo no están tan claros, ya que parte de los efectos fertilizantes del incremento de la concentración de CO₂

Figura 1

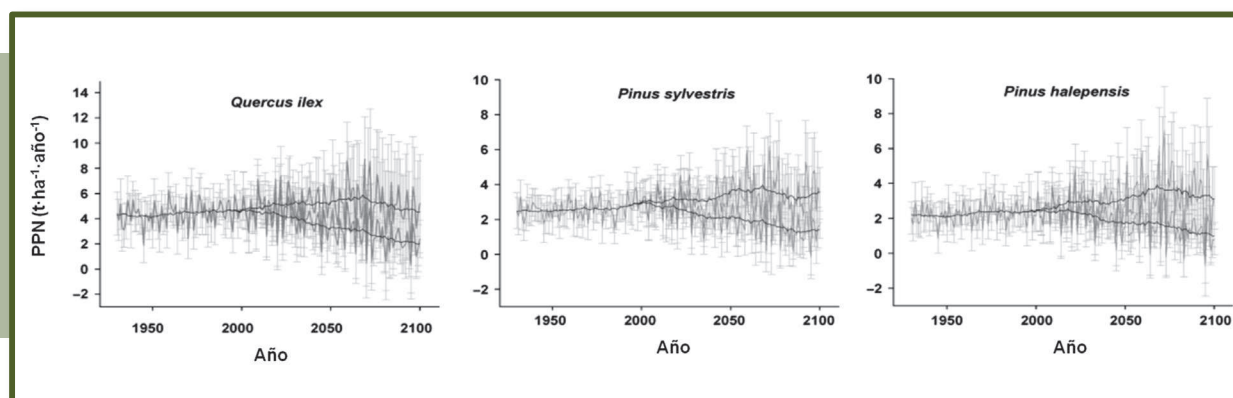


Figura 1. Proyección de la evolución de la producción primaria neta para los bosques españoles de encina (*Quercus ilex*), de pino silvestre (*Pinus sylvestris*) y pino carrasco (*Pinus halepensis*) para el período 1930-2100. Se han simulado dos escenarios climáticos a partir de las proyecciones de cambio climático para la península Ibérica del modelo general de circulación HadCM3. En uno de ellos (la línea inferior) se asume una concentración constante del CO₂ durante todo el período considerado, mientras que en el otro (la línea superior) se asume un escenario socioeconómico A1 (IPCC 2007), con una concentración de 810 ppm para el año 2080. En los gráficos se muestra el promedio anual de la producción primaria neta (NPP, en Mg·ha⁻¹·año⁻¹) (línea gris claro), la desviación estándar anual (cajetilla gris claro) y la media móvil de los últimos 15 años (gris oscuro) para tres especies distintas: la encina (*Q. ilex*), el pino silvestre (*P. sylvestris*) y el pino carrasco (*P. halepensis*).

Fuente: Modificado a partir de Keenan et al. (2011).