



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



El papel de la composición y estructura forestal en los stocks de carbono y nutrientes del suelo en masas mixtas y monoespecíficas de pinos y robles

UREÑA, C.¹, YESTE, P.¹, PÉREZ-CORONA, M^a E.¹, DE LAS HERAS, P.¹, GÓMEZ-SÁNCHEZ, D.¹, JIMÉNEZ, M^a D.¹, DELGADO, J. A.¹, ANDIVIA E¹.

¹ Departamento de Biodiversidad, Ecología y Evolución, UD Ecología. Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España.

Resumen

La capacidad de los ecosistemas forestales para almacenar carbono y nutrientes depende de la composición y estructura de las masas arbóreas y de su interacción con las propiedades del suelo, el clima local y tipo de gestión. En bosques templados, las masas mixtas con especies funcionalmente distintas, como coníferas y frondosas, han mostrado mayores stocks de carbono y nutrientes que las masas monoespecíficas. Sin embargo, nuestra comprensión del potencial de las masas mixtas para promover el secuestro de carbono y aumentar la disponibilidad de nutrientes en bosques mediterráneos es aún limitada. El objetivo de este trabajo es evaluar el efecto de la composición y estructura forestal de masas mixtas y monoespecíficas de *Pinus sylvestris* y *Quercus pyrenaica* en la Sierra de Guadarrama en la disponibilidad y/o cantidad de nutrientes del suelo. Los resultados muestran diferencias en la disponibilidad de calcio y cantidad de fósforo total del suelo y en la actividad fosfatasa mediadas por la composición vegetal. Además, la mayor heterogeneidad en tamaño de los individuos en las masas forestales se relacionó con una menor concentración de carbono total, nitrógeno y fósforo total en el suelo y una menor actividad de la fosfatasa edáfica. Estos resultados tienen implicaciones para la gestión de estas masas forestales, especialmente con el objetivo de mejorar su capacidad de almacenamiento de carbono en el suelo y por tanto su papel en la mitigación de los efectos del cambio climático en los ecosistemas.

Palabras clave

Ciclo de nutrientes, complementariedad, gestión forestal, mitigación, sumidero de carbono.

1. Introducción

Los bosques proporcionan al ser humano importantes servicios ecosistémicos, como son el abastecimiento de recursos, el secuestro de carbono o la regulación de los ciclos del agua y nutrientes (PAN et al., 2013; ANDERSON-TEIXEIRA et al., 2015). En este contexto, el suelo forestal juega un papel crítico en el ciclo del carbono y nutrientes en estos ecosistemas (PAN et al., 2011) ya que condiciona la descomposición y mineralización de la materia orgánica (KIRSCHBAUM, 2000; JONES et al., 2009; JANDL et al., 2014). Sin embargo, en las últimas décadas diferentes motores del cambio global están alterando estos procesos edáficos claves que regulan el secuestro de carbono y la disponibilidad de nutrientes (SALA et al., 2000; ELLISON et al., 2017). Entender cómo la gestión forestal puede ayudar a amortiguar el impacto del cambio global en estos procesos es de gran interés para el diseño de medidas de adaptación que garanticen la capacidad de secuestro de carbono de los ecosistemas forestales.

En los últimos años se ha promovido la diversificación de las masas forestales con el fin de aumentar su productividad y resiliencia frente a distintas perturbaciones (HISANO et al., 2018). En este sentido, diversos estudios han demostrado que el aumento de la riqueza de especies forestales mejora las propiedades fisicoquímicas y biológicas del suelo, como la cantidad de materia orgánica, el contenido en nutrientes o la biomasa microbiana (SARDANS & PEÑUELAS, 2013; SCHLEUB et al., 2014; DHIEDT et al., 2021). La capacidad de secuestro de carbono orgánico y la disponibilidad de

nutrientes en los suelos de los ecosistemas forestales están condicionadas por la interacción entre distintos factores (SCHLEUB et al., 2014; THOM & KEETON, 2019), como son el tipo de vegetación (SARDANS & PEÑUELAS, 2013), las especies dominantes (YESTE et al., 2021), el clima (CHEN et al., 2021), la humedad edáfica (DÍAZ-PINÉS et al., 2011; VESTERDAL et al., 2013), el tipo de suelo (WIESMEIER et al., 2019; MAYER et al., 2020), la estructura de la masa forestal (THOM & KEETON, 2019) y el tipo de gestión (MAYER et al., 2020). Algunos de estos estudios sugieren que la complementariedad de nicho entre especies con características funcionales distintas es uno de los principales mecanismos ecológicos que explican el efecto positivo de la riqueza de especies en esos procesos edáficos (RICHARDS et al., 2010; VESTERDAL et al., 2013; THURM et al., 2016; NICKMANS et al., 2017; DE STREEL et al., 2021; PRETZSCH, 2022). En este sentido, otros estudios sugieren una mayor disponibilidad de nutrientes en masas mixtas como consecuencia de una mayor cantidad de materia orgánica en el suelo y de procesos de descomposición y mineralización más eficaces. Esta mayor disponibilidad de nutrientes podría explicar la relación positiva entre productividad y diversidad en los ecosistemas forestales (RICHARDS et al., 2010; ZEUGIN et al., 2010; DE STREEL et al., 2021; OSEI et al., 2021). Además, la mayor disponibilidad de los recursos edáficos puede favorecer el secuestro de carbono debido a un uso más eficiente de los nutrientes por parte de la vegetación (RICHARDS et al., 2010; NICKMANS et al., 2017; DE STREEL et al., 2021). Sin embargo, existen pocas investigaciones que hayan comparado la capacidad de almacenamiento de carbono orgánico del suelo, la disponibilidad y cantidad de nutrientes o la actividad de microorganismos del suelo en masas mixtas y monoespecíficas en bosques mediterráneos, y, además, los resultados de estos estudios no muestran un consenso sobre el efecto de la riqueza de especies en estos procesos (SARDANS & PEÑUELAS, 2013).

El secuestro de carbono es uno de los principales objetivos de las políticas de gestión forestal orientadas a mitigar los efectos del cambio climático (DÍAZ-PINÉS et al., 2011; VESTERDAL et al., 2013). Los distintos motores del cambio global, y más específicamente el cambio climático, pueden afectar tanto positiva como negativamente a las reservas de carbono y a la disponibilidad de nutrientes en el suelo debido, esencialmente, a su influencia en la actividad microbiana (JANDL et al., 2014; STOCKMANN et al., 2013). Una de las estrategias propuestas para la adaptación al cambio climático en el ámbito de la gestión forestal es favorecer las masas mixtas (GONZÁLEZ DE ANDRÉS, 2019; OSEI et al., 2021). De hecho, en las últimas décadas en Europa se está promoviendo la diversificación de masas monoespecíficas de coníferas para explotación forestal en una transición hacia masas mixtas con especies de frondosas (THURM et al., 2016). Determinar la composición de especies más adecuada, así como la estructura de las masas que favorezcan el secuestro de carbono y la disponibilidad de nutrientes en el suelo es clave para el desarrollo de estrategias de gestión forestal dirigidas a mitigar los efectos del cambio global y aumentar la resiliencia de las mismas.

2. Objetivos

En el presente estudio se ha evaluado el efecto de la composición y estructura de masas forestales en la disponibilidad de nutrientes (N, P y Ca) y en los stocks de carbono orgánico del suelo en bosques mediterráneos del centro de la Península Ibérica. Más concretamente se han considerado masas mixtas y monoespecíficas de *Pinus sylvestris* L. y *Quercus pyrenaica* Willd. en la Sierra de Guadarrama. Estas especies presentan diferencias en rasgos funcionales como por ejemplo en cuanto a la tolerancia a la sombra, el hábito y las características foliares y las estrategias de uso del agua, lo que sugieren la existencia de mecanismos de complementariedad entre ellas. La hipótesis principal es que la mezcla de especies arbóreas con rasgos foliares contrastados aumentará la materia orgánica, los stocks de carbono y la concentración de nutrientes en el suelo.

3. Metodología

3.1. Área de estudio.

El área de estudio se encuentra en la ladera norte del Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama ($40^{\circ} 51' 25''$ N - $40^{\circ} 54' 11''$ N y $3^{\circ} 59' 13''$ - $4^{\circ} 4' 5''$ O), en la zona de Valsaín (Segovia). El rango de altitud de las parcelas es de 1180 a 1356 m. s. n. m. siendo las temperaturas medias y precipitaciones anuales de 9.2°C y 717 mm, respectivamente. Las especies dominantes de esta área son *Pinus sylvestris L.* (pino silvestre o pino de Valsaín) y *Quercus pyrenaica* Willd (roble o rebollo), las cuales, a pesar de presentar preferencias altitudinales diferentes, forman extensas masas mixtas en el ecotono entre ambos rangos altitudinales.

Dentro de esta área se han seleccionado cinco localizaciones independientes, mostrando una separación media entre ellas de alrededor de 3.2 km. En cada localización se han seleccionado tres parcelas circulares de 20 m de radio con distinta composición: una parcela monoespecífica de *Pinus sylvestris*, una monoespecífica de *Quercus pyrenaica* y una mixta de las dos especies. El suelo es de clase textural franco-arenosa (USDA, 2021) y con un pH ligeramente ácido (Tabla 1).

Tabla 1. Resumen de parámetros de la estructura forestal y las propiedades físicas del suelo en función de la composición de las parcelas (N=5 para las masas; N=25 para el suelo; Media \pm desviación típica). DBHm = Diámetro medio aritmético a la altura del pecho; DBHcv = Coeficiente de variación del diámetro a la altura del pecho.

Letras diferentes indican diferencias significativas entre las masas ($p<0,05$)

	Mixtas	Monoespecíficas <i>Pinus sylvestris</i>	Monoespecíficas <i>Quercus pyrenaica</i>
Estructura de las masas			
Densidad (árbol ha ⁻¹)	943 ± 378 a	421 ± 153 a	986 ± 491 a
Área Basimétrica (AB) (m ² ha ⁻¹)	$44,86 \pm 10,59$ a	$49,28 \pm 11,37$ a	$26,23 \pm 6,45$ b
DBHm (cm)	$22,44 \pm 6,70$ ab	$35,55 \pm 9,10$ b	$18,64 \pm 4,39$ a
DBHcv	$0,62 \pm 0,12$ a	$0,51 \pm 0,16$ a	$0,32 \pm 0,16$ a
Suelo (15cm prof.)			
Arcilla (%)	$7,15 \pm 2,06$ a	$6,38 \pm 1,59$ a	$6,72 \pm 2,25$ a
Limo (%)	$24,29 \pm 6,40$ a	$23,09 \pm 5,94$ a	$23,75 \pm 8,32$ a
Arena (%)	$68,56 \pm 7,38$ a	$70,53 \pm 6,16$ a	$69,53 \pm 8,69$ a
pH	$5,75 \pm 0,39$ a	$5,86 \pm 0,31$ a	$5,69 \pm 0,51$ a

3.2. Diseño de muestreo.

Dentro de cada una de las 15 parcelas circulares se delimitó en su interior una subparcela de 10 m de radio para la toma de las muestras de suelo. El diámetro a la altura del pecho (DBH), la identidad de la especie y la localización fueron determinados en todos los árboles dentro de la parcela de 20 m de radio. En las subparcelas se establecieron cinco puntos de muestreo, uno en el centro de la parcela y cuatro a 5 metros del centro en cada uno de los cuatro puntos cardinales. En cada punto de muestreo se tomaron tres submuestras de suelo con un cilindro de 15 cm de profundidad y 7 de diámetro que se combinaron para su análisis posterior (N=5 sitios x 3 tipos de masa x 5 muestras=75). Además, se tomó una muestra de suelo de volumen conocido para determinar la densidad aparente. Tras homogeneizar las muestras de suelo y secarlas a temperatura ambiente, se tomó la fracción menor de 2 mm y se caracterizó su textura y pH siguiendo métodos estandarizados (PERKINS et al., 2013). La disponibilidad de calcio se determinó por complejometría, usándose EDTA para la valoración y Patton-Reeder como indicador (PATTON & REEDER, 1956). Además, se caracterizaron las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo total para cada uno de los elementos, y la actividad de las enzimas glucosidasa, ureasa y fosfatasa. Estos últimos análisis se realizaron en el laboratorio NutriLab (NutriLab, <https://nutrilab-urjc.es/>).

A partir de los datos de carbono orgánico en suelo se ha calculado el stock de carbono utilizando la fórmula:

$$\text{Stock C} = [C] \cdot DA \cdot \text{prof}$$

Siendo $[C]$ la concentración de carbono del suelo en porcentaje, DA la densidad aparente del suelo y prof la profundidad a la que se tomó la muestra (15 cm) (ANDIVIA et al., 2016).

3.3. Análisis de datos.

Con los datos de DBH y la localización de los árboles de las parcelas se ha calculado el área basimétrica (AB), la media aritmética del DBH (DBHm), el coeficiente de variación del DBH (DBHcv) y la densidad de individuos (D) en un radio de 10 m alrededor de cada uno de los puntos de muestreo de suelos. Para los análisis estadísticos se han realizado modelos lineales mixtos, siendo el tipo de bosque, el AB, DBHm, DBHcv y D los factores fijos y considerándose la identidad del sitio como factor aleatorio. Cuando el tipo de masa tuvo un efecto significativo ($p < 0,05$) sobre alguna de las variables estudiadas, se evaluaron las diferencias entre tipos de masa mediante un t-test. Todos los análisis estadísticos se han realizado en R, versión 4.1.1 (R Core Team, 2020).

4. Resultados

Los resultados obtenidos muestran que el tipo de masa y el coeficiente de variación del tamaño de los árboles (DBHcv) son las variables explicativas que se relacionan principalmente con las variables respuestas estudiadas (Tabla 2).

Tabla 2. Valores de F y p (entre paréntesis) para cada uno de los efectos fijos considerados en los modelos para las variables de estudio: carbono y stock de carbono, nutrientes y actividad enzimática del suelo. DBHm = Diámetro medio aritmético a la altura del pecho; DBHcv = Coeficiente de variación del diámetro a la altura del pecho; AB = Área basimétrica; D = Densidad.

	Tipo de masa	DBHm	DBHcv	AB	D
Carbono (%)	1,845 (0,166)	0,741 (0,393)	0,002 (0,965)	2,811 (0,099)	5,450 (0,023)
Stock C	0,143	0,632	0,065	1,194	3,165

(Mg ha ⁻¹)	(0,867)	(0,429)	(0,798)	(0,279)	(0,080)
Nitrógeno (mg N Kg ⁻¹)	1,045 (0,358)	0,385 (0,537)	4,980 (0,029)	3,134 (0,082)	0,636 (0,428)
Fósforo (mg P Kg ⁻¹)	7,059 (0,002)	0,597 (0,443)	11,333 (0,001)	0,411 (0,524)	0,192 (0,662)
Calcio (meq ml ⁻¹)	6,783 (0,002)	1,741 (0,192)	3,785 (0,056*)	1,856 (0,178)	0,026 (0,874)
Actividad enzimática					
Glucosidasa ($\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)	1,429 (0,247)	1,498 (0,225)	8,352 (0,005)	1,458 (0,232)	0,840 (0,363)
Ureasa ($\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)	2,427 (0,096)	0,467 (0,497)	1,396 (0,242)	0,804 (0,373)	0,899 (0,347)
Fosfatasa ($\mu\text{mol}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$)	9,893 (0,0002)	9,893 (0,0025)	5,783 (0,019)	1,825 (0,182)	3,201 (0,078)

1. En **negrita** se indican las diferencias significativas ($p < 0,05$). * se considera significativa

Los resultados muestran un efecto significativo de la composición (tipo de masa) sobre la concentración de nutrientes del suelo como en el caso del calcio disponible y el fósforo total y sobre la actividad de la enzima fosfatasa (Tabla 2). Respecto al fósforo, se observa mayor cantidad en los suelos de las masas de roble que en las de pino y mixtas (Figura 1, $p = 0,002$ y $0,056$, respectivamente). Sin embargo, las masas de roble mostraron una menor concentración de calcio que las de pino y mixtas (Figura 1, $p = 0,002$ y $0,052$, respectivamente). La actividad fosfatasa fue también menor en las masas de roble que en las de pino y mixtas (Figura 2, $p = 0,018$ y $0,001$, respectivamente). El tipo de masa no tuvo ningún efecto significativo sobre las concentraciones de C y N ni sobre la actividad de las enzimas glucosidasa y ureasa (Tabla 1; Figura 2). De igual manera, los stocks de C orgánico en el suelo fueron similares entre tipos de masas (Tabla 1; Figura 3).

En cuanto al efecto de la estructura forestal, se observan algunas diferencias significativas en la concentración de carbono, nitrógeno total, calcio disponible y fósforo total y en la actividad enzimática de la fosfatasa y la glucosidasa, siendo el coeficiente de variación del tamaño de los árboles (DBHcv) el parámetro que resultó más veces significativo. En este sentido, el DBHcv tuvo un efecto negativo tanto en los nutrientes del suelo (nitrógeno, fósforo y calcio) como sobre la actividad microbiana (glucosidasa y fosfatasa). Además, la densidad y el DBHm tuvieron un efecto positivo sobre la concentración de C y la actividad de la fosfatasa, respectivamente. Las variaciones en el stock de carbono en el suelo y la actividad ureasa no se vieron explicadas por las variables de la estructura forestal. La fosfatasa es el parámetro más afectado por las variables de la estructura del bosque.

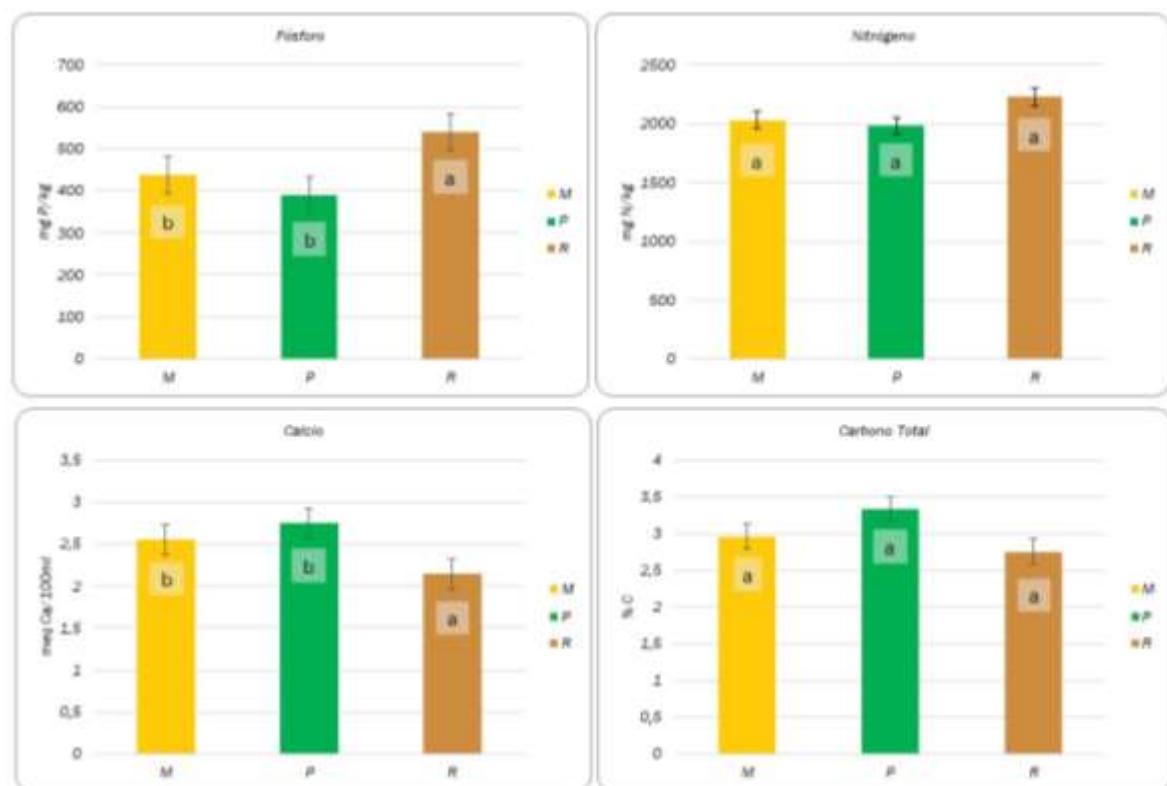


Figura 1. Concentraciones medias de carbono y nutrientes (media \pm SE) por tipo de masa (M = mixta; P = monoespecífica de pino; R = monoespecífica de roble). Letras diferentes indican diferencias significativas entre las masas ($p < 0,05$).

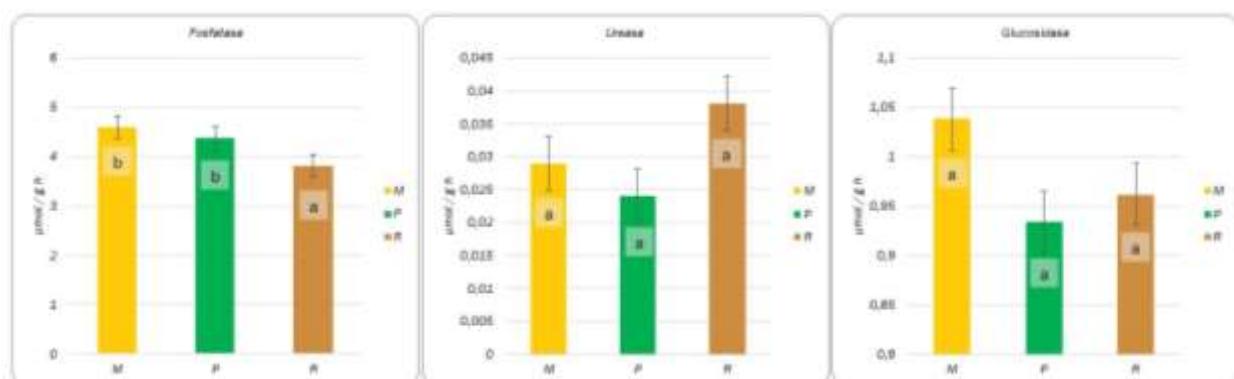


Figura 2. Actividad enzimática media (media \pm SE) por tipo de masa (M = mixta; P = monoespecífica de pino; R = monoespecífica de roble). Letras diferentes indican diferencias significativas entre las masas ($p < 0,05$).

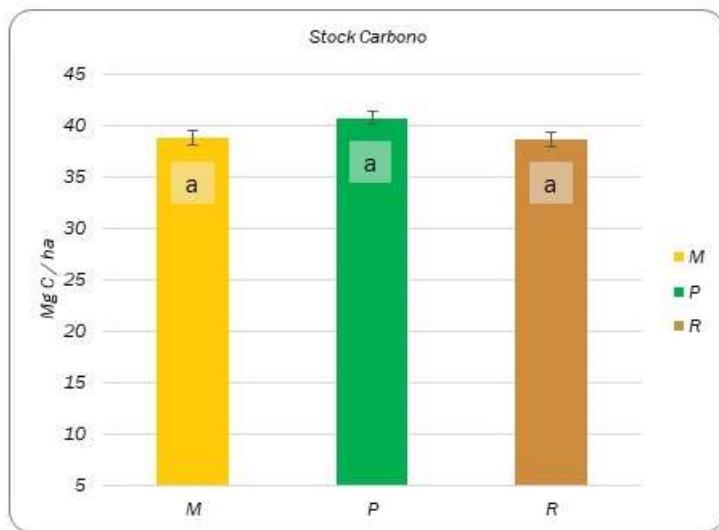


Figura 3. Stocks de Carbono en el suelo (media \pm SE) en función del tipo de masa (M = mixta; P = monoespecífica de pino; R = monoespecífica de roble). Letras diferentes indican diferencias significativas entre las masas ($p < 0,05$).

5. Discusión

Nuestros resultados demuestran un efecto significativo de la composición y estructura de la masa forestal sobre el contenido en carbono y nutrientes del suelo en ecosistemas forestales mediterráneos. Así, las masas monoespecíficas de *Q. pyrenaica* mostraron mayores concentraciones de fósforo total y menores de calcio que las masas de *P. sylvestris*, que no se diferenciaron de las mixtas. La actividad fosfatasa también fue menor en los robledales. Sin embargo, en contra de nuestra hipótesis inicial y de estudios previos, las masas mixtas no mostraron mayores reservas de carbono en el suelo que las masas monoespecíficas.

Distintos estudios demuestran un efecto positivo de la riqueza de especies arbóreas en la concentración de nutrientes disponibles y en los contenidos de carbono del suelo, especialmente en masas mixtas compuestas por especies con rasgos foliares distintos, como coníferas y frondosas (WESTERDAL et al., 2013; YESTE et al., 2021; ANDIVIA et al., 2016). Sin embargo, en general, nuestros resultados muestran valores intermedios de contenido en C total del suelo y nutrientes en masas mixtas que no se diferencian significativamente de las de los pinares. Respecto al fósforo, diferentes estudios han demostrado una mayor disponibilidad de fósforo y fósforo total en el suelo en masas mixtas, especialmente al compararlas con masas monoespecíficas de coníferas (RICHARDS et al., 2010; SCHIMIDT et al., 2015; NICKMANS et al., 2018). En nuestro estudio, los mayores contenidos de fósforo total se observaron en los robledales. También encontramos una diferencia significativa en la actividad de la fosfatasa, siendo menor en los robledales, lo que no podría explicar las diferencias de cantidad de fósforo total encontrado ya que es mayor donde la fosfatasa es menor. El propuesto uso complementario y más eficiente de los recursos edáficos en las masas mixtas debería diferenciar estas masas de las monoespecíficas, pero en nuestro caso los contenidos de nutrientes y actividades microbianas del suelo no diferencian estas masas de los pinos por lo que es posible que los rasgos biológicos del pino y el uso que este hace de los recursos sean muy dominantes en estos sistemas. Además, las quercíneas presentan asociaciones con micorrizas en sus raíces más superficiales (SMITH & READ, 1997; SOUTHWORTH, 2013) lo que también podría explicar la mayor concentración de fósforo en estas masas. Es interesante resaltar en estos resultados la relevancia del papel del fósforo para diferenciar las masas, ya que se trata del segundo elemento más limitante en los ecosistemas terrestres después del nitrógeno (PERKINS et al., 2013) y que es de especial importancia en ecosistemas mediterráneos (GALLARDO et al., 2009). Favorecer la presencia

de robles en masas mixtas y monoespecíficas de pino podría aumentar la disponibilidad de este nutriente y la productividad de estos rodales. En este sentido la creciente deposición atmosférica de N a la que está expuesta gran parte de Europa puede tener como consecuencia que el P reemplace al N como elemento limitante en gran número de ecosistemas (HERUT et al., 1999) por lo que esta actuación sería relevante en este contexto de cambio global.

En cuanto al calcio, SCHMIDT et al., (2015) observaron cómo la mezcla de roble con otras especies afectó negativamente al Ca en el suelo. Sin embargo, en nuestro estudio las masas mixtas mostraron similares concentraciones de Ca que los pinares y mayores que los robledales. Al igual que con el P, las masas mixtas se parecen más a los pinares que a los robledales si bien en este caso incrementan la disponibilidad de calcio. Distintos estudios han demostrado que las coníferas que crecían en rodales mixtos con especies caducifolias presentaban un mejor estado nutricional que las de rodales monoespecíficos (ROSENGREN et al., 2005; SLAZAK et al., 2010). Nuestros resultados apoyan estos trabajos sugiriendo que la combinación de estas especies puede mejorar el estado nutricional de los individuos, especialmente en el caso de los pinos ya que la presencia del roble aumenta la cantidad de P en el suelo sin disminuir las de Ca.

La cantidad de nutrientes en el suelo depende fundamentalmente de las características de la hojarasca que entra en el mismo, del material parental que ha dado lugar al suelo y de la liberación de nutrientes desde estas fuentes por medio de la actividad biológica, química y física. En el presente estudio el substrato del suelo es muy similar entre las parcelas, por lo que las diferencias en los contenidos en nutrientes tienen que relacionarse con la eficacia en la descomposición de la hojarasca de acuerdo con las condiciones ambientales de cada sistema. En este caso, es probable que diferencias en la descomposición de la hojarasca en la zona de estudio o en otros determinantes de la calidad de la hojarasca, como ocurre con la mayor cantidad de fósforo en la hojarasca de roble, puedan explicar las diferencias encontradas (BERG et al., 2017; SANTA REGINA et al., 1997).

De modo similar a la cantidad de nutrientes en el suelo, las reservas de carbono dependen de numerosos factores, tanto a gran escala (e.g. el clima, la topografía) como a escala más local (e.g. características del material vegetal u hojarasca que entra en el suelo, los organismos edáficos y la eficiencia de los procesos de descomposición y mineralización (DÍAZ-PINÉS et al., 2011; WIESMEIER et al., 2019). Se ha comprobado que las masas de coníferas acumulan mayor cantidad de carbono en el suelo que especies de frondosas (VESTERDAL et al., 2013; ANDIVIA et al., 2016; OSEI et al., 2021), al menos en las capas más superficiales del suelo. Por ejemplo, DÍAZ-PINÉS et al., (2011) encontraron menores existencias de carbono en el suelo en rodales de roble que en los mixtos con pino. Sin embargo, en la capa mineral los stocks de carbono son mayores en masas mixtas y de frondosas (OSEI et al., 2021; SLAZAK et al., 2010). En nuestro estudio, no se han observado diferencias significativas en los stocks de carbono entre las distintas masas, si bien encontramos una ligera mayor concentración de carbono y mayor stock de C en el suelo de masas monoespecíficas de pino respecto a las masas mixtas y las monoespecíficas de roble. En este sentido, el almacenamiento de carbono en horizontes minerales no tan superficiales, donde el carbono se acumula a más largo plazo en componentes orgánicos más estables, haría que la pérdida de carbono del sistema no fuera tan sensible a posibles perturbaciones: i.e. incendios o manejo forestal de las masas.

En las masas forestales de nuestra zona de estudio, se ha encontrado que las masas monoespecíficas de pino son las que presentan un mayor tamaño de los individuos. Esto puede explicar también la tendencia a una mayor cantidad de carbono total y stock de carbono en las masas monoespecíficas de pino, ya que un mayor tamaño medio se relaciona con la madurez del rodal y con el cierre del dosel, siendo mayores los aportes de hojarasca y más desfavorables las condiciones para la descomposición (CHEN et al., 2017). DAWUD et al., (2016) encontraron esta misma relación, pero, en capas más profundas del suelo (20-40 cm) y no en las más superficiales (0-20 cm) como es nuestro caso. Este mismo estudio, sugiere que es la identidad de la especie en sí es la que explica

mejor la cantidad de carbono en las capas superficiales del suelo y no tanto la diversidad de especies, por lo que la presencia del pino solo o en la mezcla condicionaría estos valores. Esto podría deberse a las diferencias en la eficacia de la descomposición y mineralización de la hojarasca de las distintas especies: el roble presenta una hoja con mayor cantidad de carbono que el pino (DÍAZ-PINÉS et al., 2011) más fácil de descomponer por los microorganismos (LORENZ et al., 2004; MONTERO et al., 2018) lo que puede favorecer la incorporación del carbono orgánico más rápidamente que en las acículas de pino en el suelo, que pueden permanecer en el medio más tiempo. Existen estudios que han comprobado cómo la masa de las hojas en descomposición de distintas especies varía a lo largo del tiempo, siendo significativamente menor en el roble respecto al pino (LORENZ et al., 2004; OSONO et al., 2014).

Por otro lado, la diversidad estructural del bosque (DBHcv, heterogeneidad de tamaño de los individuos) tuvo un efecto negativo sobre el nitrógeno y fósforo total, el calcio disponible y sobre la actividad de la glucosidasa y fosfatasa. Distintos estudios encontraron un mayor stock de carbono en bosques con mayor diversidad estructural (HARDIMAN et al., 2011; SILVA PEDRO et al., 2017; THOM & KEETON, 2019). THOM & KEETON (2019) asociaron el mayor almacenamiento de carbono en masas más diversas estructuralmente debido a mecanismos de complementariedad de nicho mediados por el tamaño. Sin embargo, en nuestras masas no existe relación entre las variables estructurales y el carbono y los stocks de carbono en el suelo, excepto para la densidad por lo que podría deducirse que en nuestro caso es más relevante la cantidad de hojarasca que entra en el suelo o tener una masa muy densa que su heterogeneidad. Sin embargo, la heterogeneidad estructural de la masa si mostró un efecto mayor que la identidad específica a la hora de determinar variaciones en el resto de los parámetros edáficos estudiados. Por otro lado, las masas de roble fueron las más densas y con menor área basimétrica y tamaño medio de los individuos. Cabe destacar que las diferencias estructurales entre las masas pueden deberse en parte a legados heredados de la gestión. Los pinares de este área han sido gestionados tradicionalmente para la explotación maderera lo que explicaría su menor densidad en comparación con los robledales que han sido aprovechados como monte bajo para la obtención de combustible y madera (FRANCO MUGICA et al., 1998; CAÑELLAS et al., 2004; VALBUENA-CARABAÑA et al., 2010).

6. Conclusiones

Los resultados indican que de forma general las masas de pino y las masas mixtas muestran características edáficas muy similares entre sí frente a los robledales, si bien la formación mixta suele quedar en posición intermedia en algunas variables. Estos resultados sugieren un protagonismo destacado del pino a la hora de determinar estas diferencias. Los contenidos de fósforo total y calcio son los más afectados por la masa forestal. La ligera mejora en la concentración de fósforo en masas mixtas en comparación con pinares monoespecíficos sugiere que favorecer la entrada de roble en estas masas podría mejorar el estado nutricional de los individuos y mejorar su productividad. Esta mayor productividad podría traducirse en mayor secuestro de carbono si bien no lo hemos detectado en los stocks de carbono del suelo mineral. La heterogeneidad de la masa determinada por el DBHcv tiene una importante influencia negativa en las variables del suelo destacando la relevancia de la estructura del bosque frente a la identidad de las especies.

7. Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado con la Ayuda PID2019-110470RA-100 (ADAPTAMIX) financiada por MCIN/AEI/ 10.13039/501100011033 y por REMEDINAL-TE (Comunidad de Madrid, S2018/EMT-4338). Carmen Ureña tiene un contrato FPI del Ministerio de Ciencia e Innovación (FPI-PRE2020-095321).

8. Bibliografía

ANDERSON-TEIXEIRA, K. J.; DAVIES, S. J.; BENNETT, A. C.; GONZALEZ-AKRE, E. B.; MULLER-LANDAU, H. C.; JOSEPH WRIGHT, S.; ABU SALIM, K.; ALMEYDA ZAMBRANO, A. M.; ALONSO, A.; BALTZER, J. L.; BASSET, Y.; BOURG, N. A.; BROADBENT, E. N.; BROCKELMAN, W. Y.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; BURSLEM, D. F. R. P.; BUTT, N.; CAO, M.; CARDENAS, D.; CHUYONG, G. B.; CLAY, K.; CORDELL, S.; DATTARAJA, H. S.; DENG X.; DETTO, M.; DU, X.; DUQUE, A.; ERIKSON, D. L.; EWANGO, C. E. N.; FISCHER, G. A.; FLETCHER, C.; FOSTER, R. B.; GIARDINA, C. P.; GILBERT, G. S.; GUNATILLEKE, N.; GUNATILLEKE, S.; HAO, Z.; HARGROVE, W. W.; HART, T. B.; HAU, B. C. H.; HE , F.; HOFFMAN, F. M.; HOWE, R. W.; HUBBELL, S. P.; INMAN-NARAHARI, F. M.; JANSEN P. A.; JIANG, M.; JOHNSON, D. J.; KANZAKI, M.; KASSIM, A. R.; KENFACK, D.; KIBET, S.; KINNAIRD, M. F.; KORTE, L.; KRAL, K.; KUMAR, J.; LARSON, A. J.; LI, Y.; LI, X.; LIU, S.; LUM, S. K. Y.; LUTZ, J. A.; MA, K.; MADDALENA, D. M.; MAKANA, J.; MALHI, Y.; MARTHEWS, T.; SERUDIN, R. M.; MCMAHON, S. M.; MCSHEA, W. J.; MEMIAGHE, H. R.; MI, X.; MIZUNO, T.; MORECROFT, M.; MYERS, J. A.; NOVOTNY, V.; OLIVEIRA, A. DE; ONG, P. S.; ORWIG, D. A.; OSTERTAG, R.; OUDEN, J. DEN; PARKER, G. G.; PHILLIPS, R. P.; SACK, L.; SAINGE, M. N.; SANG, E.; SRI-NGERNYUANG K.; SUKUMAR, R.; SUN, I.; SUNGPALEE, W.; SURESH, H. S.; TAN, S.; THOMAS, S. C.; THOMAS, D. W.; THOMPSON, J.; TURNER, B. L.; URIARTE, M.; VALENCIA, R.; VALLEJO, M. I.; VICENTINI, A.; VRŠKA, T.; WANG, X.; WANG, X.; WEIBLEN, G.; WOLF, A.; XU, H.; YAP, S.; & ZIMMERMAN, J.; 2015. CTFS-ForestGEO: A worldwide network monitoring forests in an era of global change. *Global Change Biology*, 21(2), 528–549.

ANDIVIA, E.; ROLO, V.; JONARD, M.; FORMÁNEK, P.; & PONETTE, Q.; 2016. Tree species identity mediates mechanisms of top soil carbon sequestration in a Norway spruce and European beech mixed forest. *Annals of Forest Science*, 73(2), 437–447.

BERG, B.; JOHANSSON, M. B.; LIU, C.; FAITURI, M.; SANBORN, P.; VESTERDAL, L.; NI, X.; HANSEN, K.; & UKONMAANAHO, L.; 2017. Calcium in decomposing foliar litter – A synthesis for boreal and temperate coniferous forests. *Forest Ecology and Management*, 403, 137–144.

CAÑELLAS, I.; DEL RÍO, M.; ROIG, S.; & MONTERO, G.; 2004. Growth response to thinning in *Quercus pyrenaica* Willd. coppice stands in Spanish central mountain. *Annals of Forest Science*, 61(3), 243–250.

CHEN, H. Y. H.; BRANT, A. N.; SEEDRE, M.; BRASSARD, B. W.; & TAYLOR, A. R.; 2017. The Contribution of Litterfall to Net Primary Production During Secondary Succession in the Boreal Forest. *Ecosystems*, 20(4), 830–844.

CHEN, X.; HISANO, M.; TAYLOR, A. R.; & CHEN, H. Y. H.; 2021. The effects of functional diversity and identity (acquisitive versus conservative strategies) on soil carbon stocks are dependent on environmental contexts. *Forest Ecology and Management*, 503, 119820.

DAWUD, S. M.; RAULUND-RASMUSSEN, K.; DOMISCH, T.; FINÉR, L.; JAROSZEWICZ, B.; & VESTERDAL, L.; 2016. Is Tree Species Diversity or Species Identity the More Important Driver of Soil Carbon Stocks, C/N Ratio, and pH? *Ecosystems*, 19(4), 645–660.

GONZÁLEZ DE ANDRÉS, E.; 2019. Interactions between climate and nutrient cycles on forest response to global change: The role of mixed forests. *Forests*, 10(8), 609.

DE STREEL, G.; AMMER, C.; ANNIGHÖFER, P.; BARBEITO, I.; BIELAK, K.; BRAVO-OVIEDO, A.; BRAZAITIS, G.; BURACZYK, W.; COLLET, C.; HURT, V.; KURYLYAK, V.; DEN OUDEN, J.; PACH, M.; PRETZSCH, H.; SKRZYSZEWSKI, J.; SRAMEK, V.; STANKEVIČIŪTĖ, J.; STRELCOVA, K.; SVOBODA, M.; VERHEYEN, K.; ZLATANOV T.; & PONETTE, Q.; 2021. Mixing has limited impacts on the foliar nutrition of European beech and Scots pine trees across Europe. *Forest Ecology and Management*, 479, 118551

DHIEDT, E.; VERHEYEN, K.; DE SMEDT, P.; PONETTE, Q.; & BAETEN, L.; 2021. Early Tree Diversity and Composition Effects on Topsoil Chemistry in Young Forest Plantations Depend on Site Context. *Ecosystems*, 24. 1-16.

DÍAZ-PINÉS, E.; RUBIO, A.; VAN MIEGROET, H.; MONTES, F.; & BENITO, M.; 2011. Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests? *Forest Ecology and Management*, 262(10), 1895–1904.

ELLISON, D.; MORRIS, C. E.; LOCATELLI, B.; SHEIL, D.; COHEN, J.; MURDIYARSO, D.; GUTIERREZ, V.; NOORDWIJK, M. VAN; CREED, I. F.; POKORNY, J.; GAVEAU, D.; SPRACKLEN, D. V.; TOBELLA, A. B.; ILSTEDT, U.; TEULING, A. J.; GEBREHIWOT, S. G.; SANDS, D. C.; MUYS, B.; VERBIST, B.; SPRINGGAY, E.; SUGANDI, Y.; & SULLIVAN, C. A.; 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change*, 43, 51–61.

FRANCO MÚGICA, F.; GARCÍA ANTÓN, M.; & SAINZ OLLERO, H.; 1998. Vegetation dynamics and human impact in the Sierra de Guadarrama, Central System, Spain. *Holocene*, 8(1), 69–82.

GALLARDO, A.; COVELO, F.; MORILLAS, L.; & DELGADO, M.; 2009. Especificidades del caso mediterráneo y sus implicaciones para las relaciones suelo-planta. *Revista Ecosistemas*, 18(2).

HARDIMAN, B. S.; BOHRER, G.; GOUGH, C. M.; VOGEL, C. S.; & CURTIS, P. S.; 2011. The role of canopy structural complexity in wood net primary production of a maturing northern deciduous forest. *Ecology* 92(9), 1818-1827

HERUT, B.; KROM, M. D.; PAN, G.; & MORTIMER, R.; 1999. Atmospheric input of nitrogen and phosphorus to the Southeast Mediterranean: Sources, fluxes, and possible impact. *Limnology and Oceanography*, 44(7), 1683-1692.

HISANO, M.; SEARLE, E. B.; & CHEN, H. Y. H.; 2018. Biodiversity as a solution to mitigate climate change impacts on the functioning of forest ecosystems. *Biological Reviews*, 93(1), 439–456.

JANDL, R.; RODEGHIERO, M.; MARTINEZ, C.; COTRUFO, M. F.; BAMPA, F.; VAN WESEMAEL, B.; HARRISON, R. B.; GUERRINI, I. A.; RICHTER, D. DE B.; RUSTAD, L.; LORENZ, K.; CHABBI, A.; & MIGLIETTA, F.; 2014. Current status, uncertainty and future needs in soil organic carbon monitoring. *Science of the Total Environment*, 468–469, 376–383.

JONES, A.; STOLBOVOY, V.; RUSCO, E.; GENTILE, A. R.; GARDI, C.; MARECHAL, B.; & MONTANARELLA, L.; 2009. Climate change in Europe. 2. Impact on soil. A review. *Agronomy for sustainable development*, 29(3), 423-432.

KIRSCHBAUM, M. U.; 2000. Will changes in soil organic carbon act as a positive or negative feedback on global warming? *Biogeochemistry*, 48(1), 21-51.

LORENZ, K.; PRESTON, C. M.; KRUMREI, S.; & FEGER, K. H.; 2004. Decomposition of needle/leaf litter from Scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. *European Journal of Forest Research*, 123(3), 177–188.

MAYER, M.; PRESCOTT, C. E.; ABAKER, W. E. A.; AUGUSTO, L.; CÉCILLON, L.; FERREIRA, G. W. D.; JAMES, J.; JANDL, R.; KATZENSTEINER, K.; LACLAU, J. P.; LAGANIÈRE, J.; NOUVELLON, Y.; PARÉ, D.; STANTURF, J. A.; VANGUELOVA, E. I.; & VESTERDAL, L.; 2020. Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* 66, 118127

MONTERO, G.; ONRUBIA, R.; LEIVA, C. L.; RUIZ PEINADO, R.; SENESPLEDA, E. L.; OVIEDO, A. B.; PASALODOS, M.; & DEL RIO, M.; 2018. Acumulación y descomposición del desfronde en suelos forestales. Páginas 38-48

NICKMANS, H.; COLLET, C.; BONAL, D.; VERHEYEN, K.; & PONETTE, Q.; 2017. Tree size and local neighbourhood affect foliar nutrient content in a mixed plantation of beech (*Fagus sylvatica*) and maple (*Acer pseudoplatanus*). *Forest Ecology and Management*, 400, 159–172.

NICKMANS, H.; TITEUX, H.; VERHEYEN, K.; & PONETTE, Q.; 2018. Nutrient supply at the local tree level in mixed forests of sessile oak and beech. *European Journal of Forest Research*, 137(6), 807–817.

OSEI, R.; TITEUX, H.; BIELAK, K.; BRAVO, F.; COLLET, C.; COOLS, C.; CORNELIS, J. T.; HEYM, M.; KORBOULEWSKY, N.; LÖF, M.; MUYS, B.; NAJIB, Y.; NOTHDURFT, A.; PACH, M.; PRETZSCH, H.; DEL RIO, M.; RUIZ-PEINADO, R.; & PONETTE, Q.; 2021. Tree species identity drives soil organic carbon storage more than species mixing in major two-species mixtures (pine, oak, beech) in Europe. *Forest Ecology and Management*, 481, 118752.

OSONO, T.; AZUMA, J. ICHI; & HIROSE, D.; 2014. Plant species effect on the decomposition and chemical changes of leaf litter in grassland and pine and oak forest soils. *Plant and Soil*, 376(1–2), 411–421.

PAN, Y.; BIRDSEY, R. A.; FANG, J.; HOUGHTON, R.; KAUPPI, P. E.; KURZ, W. A.; PHILLIPS, O. L.; SHVIDENKO, A.; LEWIS, S. L.; CANADELL, J. G.; CIAIS, P.; JACKSON, R. B.; PACALA, S. W.; MCGUIRE, A. D.; PIAO, S.; RAUTIAINEN, A.; SITCH, S.; & HAYES, D.; 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988–993.

PAN, Y.; BIRDSEY, R. A.; PHILLIPS, O. L.; & JACKSON, R. B.; 2013. The structure, distribution, and biomass of the world's forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 44. 593–622

PATTON, J.; & REEDER, W.; 1956. New Indicator for Titration of Calcium with (Ethylenedinitrilo) Tetraacetate. *Anal. Chem.* 28, 6, 1026–1028.

PERKINS, L. B.; BLANK, R. R.; FERGUSON, S. D.; JOHNSON, D. W.; LINDEMANN, W. C.; & RAU, B. M.; 2013. Quick start guide to soil methods for ecologists. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 15(4). 237–244

PRETZSCH, H.; 2022. Mixing degree, stand density, and water supply can increase the overyielding of mixed versus monospecific stands in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, 503, 119741

R CORE TEAM; 2020. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

RICHARDS, A. E.; FORRESTER, D. I.; BAUHUS, J.; & SCHERER-LORENZEN, M.; 2010. The influence of mixed tree plantations on the nutrition of individual species: A review. *Tree Physiology* 30(9), 1192–1208.

ROSENGREN, U.; GÖRANSSON, H.; JÖNSSON, U.; STJERNQUIST, I.; THELIN, G.; & WALLANDER, H.; 2005. Functional biodiversity aspects on the nutrient sustainability in forests - Importance of root distribution. *Journal of Sustainable Forestry*, 21(2–3), 77–100.

SALA, O. E.; CHAPIN, F. S.; ARMEsto, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; & WALL, D. H.; 2000. Biodiversity-Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287(5459), 1770-1774.

SANTA REGINA, I.; RAPP, M.; MARTIN, A.; & GALLARDO, J.; 1997. Nutrient release dynamics in decomposing leaf litter in two Mediterranean deciduous oak species. *Annales des sciences forestières* 8(8), 747-760.

SARDANS, J.; & PEÑUELAS, J.; 2013. Plant-soil interactions in Mediterranean forest and shrublands: impacts of climatic change. *Plant and soil*, 365(1), 1-33.

SCHLEUß, P. M.; HEITKAMP, F.; LEUSCHNER, C.; FENDER, A. C.; & JUNGKUNST, H. F.; 2014. Higher subsoil carbon storage in species-rich than species-poor temperate forests. *Environmental Research Letters*, 9(1), 014007.

SCHMIDT, M.; VELDKAMP, E.; & CORRE, M. D.; 2015. Tree species diversity effects on productivity, soil nutrient availability and nutrient response efficiency in a temperate deciduous forest. *Forest Ecology and Management*, 338, 114–123.

SILVA PEDRO, M.; RAMMER, W.; & SEIDL, R.; 2017. Disentangling the effects of compositional and structural diversity on forest productivity. *Journal of Vegetation Science*, 28(3), 649–658.

SLAZAK, A.; FREESE, D.; DA SILVA MATOS, E.; & HÜTTL, R. F.; 2010. Soil organic phosphorus fraction in pine-oak forest stands in Northeastern Germany. *Geoderma*, 158(3–4), 156–162.

SMITH, S.E.; & READ, D.J.; 1997. Mycorrhizal Symbiosis Academic Press, San Diego, 605 pp.
Soil Survey Staff, 2006. Keys to Soil Taxonomy, 10th ed. USDA-Natural Resources Conservation Service, Washington, DC.

SOUTHWORTH, D.; 2013. Oak and Mycorrhizal fungi. En: CHUTEIRA. C. A., BISPO A. Oak. Ecology, types and management. 207-218. Nova Science Publishers, Inc. Nueva York.

STOCKMANN, U.; ADAMS, M. A.; CRAWFORD, J. W., FIELD, D. J.; HENAKAARCHCHI, N.; JENKINS, M.; MINASNY, B.; MCBRATNEY, A. B.; COURCELLES, V. DE R. DE; SINGH, K.; WHEELER, I.; ABBOTT, L.; ANGERS, D. A.; BALDOCK, J.; BIRD, M.; BROOKES, P. C.; CHENU, C.; JASTROW, J. D.; LAL, R.; & LEHMANN, J.; O'DONNELL, A.G.; PARTON, W.J.; WHITEHEAD, D.; & ZIMMERMANN, M.; 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 164, 80–99

THOM, D.; & KEETON, W. S.; 2019. Stand structure drives disparities in carbon storage in northern hardwood-conifer forests. *Forest Ecology and Management*, 442, 10–20.

THURM, E. A.; UHL, E.; & PRETZSCH, H.; 2016. Mixture reduces climate sensitivity of Douglas-fir stem growth. *Forest Ecology and Management*, 376, 205–220.

VALBUENA-CARABAÑA, M.; DE HEREDIA, U. L.; FUENTES-UTRILLA, P.; GONZÁLEZ-DONCEL, I.; & GIL, L.; 2010. Historical and recent changes in the Spanish forests: A socio-economic process. *Review of Palaeobotany and Palynology*, 162(3), 492–506.

VESTERDAL, L.; CLARKE, N.; SIGURDSSON, B. D.; & GUNDERSEN, P.; 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management*, 309, 4–18.

WIESMEIER, M.; URBANSKI, L.; HOBLEY, E.; LANG, B.; VON LÜTZOW, M.; MARIN-SPIOTTA, E.; VAN WESEMAEL, B.; RABOT, E.; LIEß, M.; GARCIA-FRANCO, N.; WOLLSCHLÄGER, U.; VOGEL, H. J.; & KÖGEL-KNABNER, I.; 2019. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149–162.

YESTE, A.; BLANCO, J. A.; IMBERT, J. B.; ZOZAYA-VELA, H.; & ELIZALDE-ARBILLA, M.; 2021. *Pinus sylvestris* L. and *Fagus sylvatica* L. effects on soil and root properties and their interactions in a mixed forest on the Southwestern Pyrenees. *Forest Ecology and Management*, 481, 118726

ZEUGIN, F.; POTVIN, C.; JANSA, J.; & SCHERER-LORENZEN, M.; 2010. Is tree diversity an important driver for phosphorus and nitrogen acquisition of a young tropical plantation? *Forest Ecology and Management*, 260(9), 1424–1433.