



**2025** | **16-20**  
**GIJÓN** | **JUNIO**

**9º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL**

**9CFE-1488**

Actas del Noveno Congreso Forestal Español  
Edita: **Sociedad Española de Ciencias Forestales. 2025.**  
ISBN: **978-84-941695-7-1**

Organiza





## Efecto a medio plazo de un tratamiento selvícola sobre fracciones de carbono y nitrógeno del horizonte orgánico y suelo mineral en el monte de La Hunde (Valencia)

LULL NOGUERA, C. (1), ORDIÑAGA LANCERO, C. (2), BAUTISTA CARRASCOSA, I. (1), LIDÓN CEREZUELA, A. (1) y DEL CAMPO GARCÍA, A. (3)

(1) Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA). Grupo de I+D+i Re-ForeST. Universitat Politècnica de València.

(2) ETS Ingeniería Agronómica y del Medio Natural. Universitat Politècnica de València.

(3) ETS Ingeniería Agronómica y del Medio Natural. Dep. Ing. Hidráulica y Medio Ambiente. Universitat Politècnica de València.

### Resumen

El suelo juega un papel clave en los ecosistemas forestales, siendo primordial para sostener la productividad biológica y mantener la calidad ambiental. Los tratamientos selvícolas pueden conllevar cambios en las condiciones microclimáticas del suelo y en diferentes propiedades de éste. En este trabajo se estudia el efecto de un tratamiento selvícola de aclareo en una masa forestal de *Quercus ilex* L., once años después de realizarse, sobre fracciones del carbono orgánico, la respiración basal y el nitrógeno mineral en muestras de la capa orgánica y del suelo mineral. El efecto del aclareo en una parcela tratada se compara con una parcela control. Los resultados obtenidos muestran que en el suelo mineral del tratamiento de aclareo hay significativamente un mayor contenido de carbono orgánico, de carbono orgánico soluble en agua y de carbono de la biomasa microbiana. El nitrógeno amoniacal fue significativamente superior en el suelo mineral en el tratamiento control. No se encontraron diferencias entre ambos tratamientos en el contenido en nitratos y en la respiración de la capa orgánica y del suelo mineral. La masa de capa orgánica del tratamiento de aclareo fue significativamente superior al tratamiento control, lo cual cobra gran importancia en los ecosistemas forestales.

### Palabras clave

*Quercus ilex*, aclareo, horizonte orgánico, respiración, carbono de la biomasa microbiana.

### 1. Introducción

Los tratamientos selvícolas de aclareo reducen la densidad de la masa y la competencia, de modo que los árboles restantes puedan crecer más rápido y alcanzar diámetros mayores. El aclareo se realiza generalmente a nivel de rodal o parcela forestal, pero sus impactos ecológicos se extienden a paisajes y cuencas hidrográficas (SRIVASTAVA et al., 2018). Entre los objetivos de los tratamientos selvícolas de aclareo se encuentran la producción de madera, el secuestro de carbono, la influencia en las funciones hidrológicas, la reducción del riesgo de



incendios y el aumento de la biodiversidad (SOHN et al., 2016, RUIZ-PEINADO et al., 2017, ZHANG et al., 2018, WANG et al., 2020, LI et al., 2020, TAYLOR et al., 2021, DEL CAMPO et al., 2022, UHL et al., 2024, ZHANG et al., 2024). Recientemente, el aclareo se ha utilizado como herramienta para mitigar los impactos del cambio climático, ya que permite que los árboles remanentes afronten mejor las sequías (SOHN et al., 2016; MOREAU et al., 2022, SANKEY & TATUM, 2022, NAVARRO-CERRILLO et al., 2023).

El suelo es un componente clave en los ecosistemas forestales ya que interviene en procesos ecosistémicos como la descomposición de la materia orgánica y la disponibilidad de agua y nutrientes entre otros. La eliminación de árboles mediante el aclareo reduce el índice de área foliar (DEROSE & SEYMOUR, 2012) y la pérdida de interceptación del dosel, aumenta la energía solar y la precipitación que llegan al suelo, afectando a la mayoría de los procesos hidrológicos, incluyendo la partición de las precipitaciones, la redistribución del agua del suelo, la transpiración, la evapotranspiración y el rendimiento hídrico (CARDIL et al., 2018, DEL CAMPO et al., 2022), así como a la actividad de los microorganismos del suelo, y los ciclos biogeoquímicos.

El estudio de los efectos de la gestión forestal sobre el carbono del suelo es importante no sólo porque es una variable que determina la fertilidad del suelo, sino también por el papel de los suelos como fuente o sumidero de C a escala global (MOKTAN et al., 2025). El carbono orgánico del suelo (COS) es complejo en términos de composición, estructura física y forma, estando formado por diferentes fracciones de complejidad y estabilidad variables, además de derivar su complejidad de la interacción entre la variación espacial y variación temporal de la diversidad y composición moleculares (LEHMANN et al., 2020). El COS es un importante sumidero de carbono producido por los bosques, que representa el 50% del COS total de los ecosistemas terrestres mundiales (ZHOU et al., 2020). El COS está asociado a la cantidad y calidad de la hojarasca, la biomasa vegetal, la biomasa radicular y el metabolismo microbiano del suelo (CHEN et al., 2015, YANG et al., 2017, LAGOMARSINO et al., 2020, YANG et al., 2023). Los cambios en el microclima tras el aclareo pueden afectar tanto a la actividad microbiana del suelo como a la estabilidad de los agregados y por tanto afectar al COS del suelo (WU et al., 2019, ZHOU et al., 2020). El posible aumento de la temperatura y de la humedad del suelo provocados por el aclareo aceleran la mineralización microbiana de la hojarasca y la materia orgánica del suelo, lo que aumenta la disponibilidad de nutrientes para los árboles restantes, sin embargo, el aclareo puede conllevar una reducción de las reservas de carbono del suelo, sólo durante algún tiempo, debido a la reducción del aporte de hojarasca y/o al aumento de las tasas de descomposición por el aumento de la temperatura y la humedad. Sin embargo, los efectos de la densidad del rodal y de la intensidad del aclareo sobre las reservas de C del suelo no son consistentes entre los estudios publicados. En un metaanálisis reciente, ZHANG et al. (2018), concluyeron que en general, no había efectos notables del aclareo sobre la humedad del suelo, la biomasa de raíces finas y las reservas de carbono del suelo (incluyendo el carbono total del suelo, el carbono orgánico del suelo y el carbono de la biomasa microbiana). Obtuvieron que el aclareo ligero ( $\leq 33\%$  de eliminación de volumen, área basimétrica del rodal o tallos) aumentó el carbono del suelo en un 17%, mientras que el aclareo fuerte



( $\geq 65\%$  de eliminación de volumen, área basimétrica del rodal o tallos) disminuyó el carbono del suelo en un 8%, y el aclareo moderado (33-65% de eliminación de volumen, área basimétrica del rodal o tallos) no alteró las existencias de carbono del suelo. El mismo metaanálisis mostró que el carbono del suelo aumentó en etapas tempranas ( $\leq 2$  años) después del aclareo (+30%), pero fue similar a los rodales control en etapas medias (2-5 años) a tardías ( $> 5$  años). Esto sugiere un mayor incremento del carbono del suelo por descomposición de los residuos vegetales en los primeros años tras el aclareo, cuando el dosel está abierto y aumentan las temperaturas del suelo (VESTERDAL et al., 1995, ZHANG et al., 2018). Otros autores han documentado que el aclareo intensivo provoca pérdidas de COS en todas las capas de los suelos forestales (ACHAT et al., 2015).

Entre los indicadores de la dinámica del carbono del suelo se encuentran distintas fracciones del COS, como el carbono de biomasa microbiana (CBM) y el carbono orgánico soluble en agua (WCOS), que se mineralizan fácilmente y pueden verse afectados por las prácticas de manejo (ZHANG et al., 2021). El WCOS se considera la fracción de carbono orgánico más móvil y reactiva y la fuente de carbono más importante para los microorganismos del suelo a corto plazo (SCAGLIA & ADANI, 2009). MA et al. (2018) encontraron que el WCOS se derivaba principalmente de la hojarasca vegetal parcialmente descompuesta, reflejando el almacenamiento de nutrientes a corto plazo y actuando como sustrato para la actividad microbiana del suelo. Así, el contenido de WCOS podría verse afectado por los tratamientos selvícolas. DAI et al. (2024) observaron que el WCOS aumentó notablemente durante las fases iniciales tanto de un aclareo de alta intensidad como de baja densidad frente a un control. Sin embargo, CHEN et al. (2016) no observaron diferencias en el WCOS entre diferentes tratamientos de aclareo (alta intensidad, baja intensidad y control) siete años después del aclareo. Aunque el CBM constituye sólo una pequeña parte del COS total (1-3%) (YANG et al., 2010, VANCE et al., 1987), su papel en la transformación de la materia orgánica del suelo (WILLIAMS et al., 2000) es importante para el ciclo del carbono. Distintos autores han observado que el aclareo aumentaba el CBM pero otros estudios mostraron que el CBM disminuían o no cambiaban tras el aclareo (MA et al., 2018, DAI et al., 2024). ZHOU et al. (2020) observaron que el aclareo cambiaba la estructura de la comunidad microbiana, pero no la biomasa microbiana total, sugiriendo que los microorganismos se adaptan al aclareo cambiando la estructura de la comunidad microbiana más que cambiando la biomasa microbiana. Recientemente, ZHANG et al. (2024) indicaron que el aclareo tenía efectos positivos sobre el COS, el carbono orgánico disuelto y el CBM, especialmente en una fase tardía ( $> 6$  años).

En general, la respiración microbiana del suelo puede proporcionar una estimación de la actividad microbiana de éste. La respiración heterótrofa se ve influenciada por la humedad y temperatura del suelo, así como por la cantidad y calidad de los residuos orgánicos. ZHANG et al. (2018) indicaron que los aclareos de baja intensidad y moderados incrementaron la respiración heterotrófica del suelo en la fase de recuperación temprana ( $\leq 2$  años después del aclareo) mientras que los aclareos de alta intensidad no tuvieron un efecto significativo en la respiración. Según, YANG et al. (2022a) los resultados inconsistentes sobre el efecto del aclareo sobre la respiración heterótrofa obtenidos por distintos autores (aumento (ZHANG et al., 2023), disminución (SULLIVAN et al., 2008), sin cambios (LULL et al., 2020)



pueden estar relacionados con el hecho de que la respiración heterotrófica y la respiración autotrófica responden independientemente al aclareo.

El nitrógeno puede ser un nutriente limitante para el crecimiento de las especies vegetales (MASON et al., 2022). El N del suelo se presenta en una variedad de formas orgánicas e inorgánicas que están disponibles de manera diferente para las raíces de las plantas (ZHU et al., 2019). El nitrógeno mineral del suelo, una fracción muy pequeña del N total, depende del reciclaje del N orgánico y los procesos biológicos para obtenerlo están influenciados por las condiciones climáticas junto con las propiedades del suelo (BELLOSTA-DIEST et al., 2022). Muchos estudios han caracterizado la respuesta del N disponible del suelo y sus transformaciones al aclareo forestal (MOROZOV et al., 2019; BAUTISTA et al., 2021). ZHOU et al. (2021) publicaron un meta-análisis sobre los efectos del aclareo en el ciclo del N en suelos forestales, concluyendo que el aclareo aumenta las concentraciones de nitratos en el suelo e incrementa la mineralización neta del N y las tasas de nitrificación, aumentando la fertilidad del suelo y, por tanto, mejorando las funciones de los ecosistemas forestales. XU et al. (2024) indican que el aclareo es una medida eficaz de gestión forestal para promover la acumulación de N en el suelo y que el tiempo de recuperación, más que la intensidad del aclareo, es el principal factor que contribuye al aumento de la tasa de acumulación de N en el suelo y recomiendan que en la gestión forestal se utilice una intensidad de aclareo de baja intensidad o moderada, y no de alta intensidad.

Uno de los puntos clave en los efectos del aclareo sobre el mantillo y el C del suelo mineral y otras propiedades del suelo es la gestión de los restos leñosos tras el aclareo que incluye la posibilidad de dejar dichos restos sobre el mantillo, incorporarlos al suelo o eliminarlos (ADAMCZYK et al., 2015, WAN et al., 2018). Según JOHNSON & CURTIS (2001), el efecto positivo de dejar residuos *in situ* sobre el C y el N del suelo parece estar restringido a las especies de coníferas, aunque algunos estudios en bosques de coníferas también muestran poco o ningún efecto de los residuos sobre el C o el N del suelo.

Las consecuencias del aclareo sobre las distintas propiedades de los suelos dependen de las condiciones del lugar (tipo de bosque y clima), del propio tratamiento (intensidad y tipo de clareo) (MOREAU et al., 2022; YANG et al., 2022b; XU et al., 2024; ZHANG et al., 2024). Las escalas temporales y espaciales son importantes para comprender los efectos de la gestión forestal en el suelo.

## 2. Objetivos

Este trabajo se ha realizado con el fin de estudiar el efecto de un tratamiento selvícola de aclareo y eliminación de masa arbustiva en un monte de *Q. ilex* situado en La Hunde (Ayora) sobre distintas propiedades de la capa orgánica y del suelo mineral once años después del tratamiento. Para dicho estudio se comparan los resultados obtenidos en una parcela tratada con una parcela control adyacente a la tratada. Se determinaron distintas fracciones del C del suelo, el N amoniacal y el N nítrico, así como la humedad.



### 3. Metodología

El área de estudio está situada en el monte público La Hunde (Ayora, Valencia). La precipitación media anual en dicha zona es de 466 mm, la temperatura media anual es de 12,8 °C y la evapotranspiración potencial media anual de 749 mm (GARCÍA-PRATS et al., 2018). Las parcelas experimentales forman parte de un típico carrascal Mediterráneo, de unos 60 años de edad aproximadamente, dominado por *Quercus ilex subsp. ballota* (Desf.) Samp., acompañado por otras especies como *Pinus halepensis* Mill., *Juniperus phoenicea* L., *Q. faginea* Lam., y *J. oxycedrus* L. (DEL CAMPO et al., 2018). El área de estudio contiene dos parcelas contiguas (Figura 1), una tratada (T) (39°4' 49" N, 1°14' 48" W) y otra control (C) (39°4' 3" N, 1°14' 26" W), con una extensión de 1800 m<sup>2</sup> cada una de ellas (del Campo et al., 2018). Las dos parcelas tienen la misma orientación (NO) y la misma pendiente (30 %). En mayo de 2012 se llevó a cabo un tratamiento selvícola en la parcela T siguiendo los criterios de apertura de la masa y eliminación de los pies sometidos, favoreciendo a las especies *Q. ilex* y *Q. faginea* (GONZÁLEZ-SANCHIS et al., 2015) y que consistió en un aclareo con eliminación de la masa arbustiva. En la fecha del tratamiento la densidad arbórea (DA) en la parcela C era de 1155 árboles ha<sup>-1</sup> y el área basal (AB) de 8,5 m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup> (DEL CAMPO et al., 2018). El tratamiento en la parcela T consistió en una reducción de la DA del 73 % y del AB del 41 % (DEL CAMPO et al., 2018). Dicho tratamiento fue realizado bajo la supervisión del Servicio Forestal público de Valencia. La madera gruesa se extrajo de la parcela sometida al tratamiento, mientras que la fina se trituró (< 6 cm) y se dejó sobre el suelo de la parcela T.

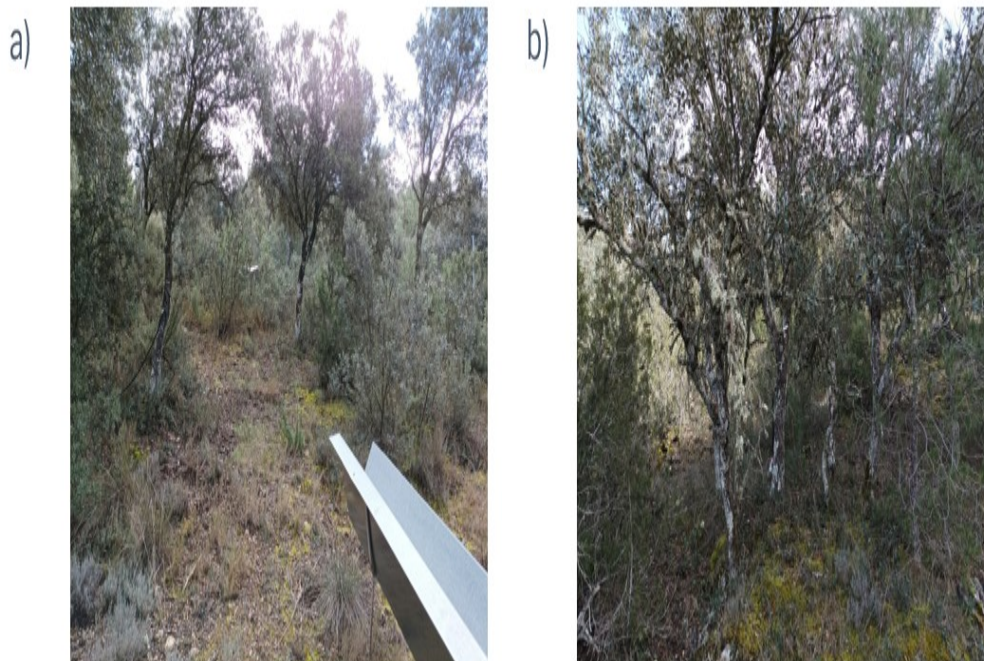
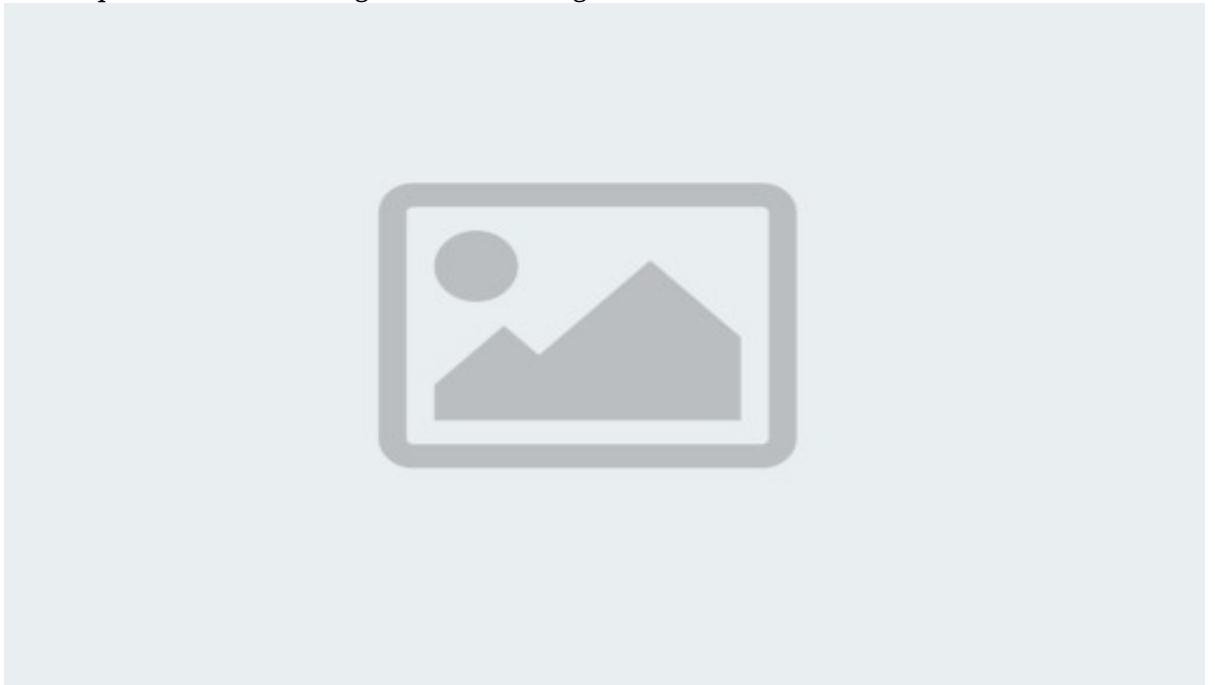


Figura 1. Parcelas de estudio: a) Tratamiento de aclareo, b) Control.

El suelo en el lugar de estudio es relativamente poco profundo (10-40 cm). BAUTISTA et al. (2021) analizaron el suelo antes del tratamiento de aclareo (mayo de 2012), obteniendo para los primeros 15 cm del suelo un contenido en carbonato cálcico de  $20,4 \pm 6,4$  %, un pH de  $8,06 \pm 0,14$ , una textura franca y una alta

pedregosidad ( $64,3 \pm 10,3$  %), con una capa humificada bien desarrollada sobre el horizonte A.

El muestro de suelos se realizó en 2023, 11 años después del tratamiento de aclareo. El diseño experimental del muestreo de suelo fue un diseño de bloques completos con dos tratamientos (aclareo y control), tres bloques de tamaño similar y 3 muestras por cada combinación bloque-tratamiento (unidad experimental) (Figura 2a). La disposición de las unidades experimentales estuvo marcada por los estudios hidrológicos que se iban a realizar en ambas parcelas, en los que se incluían estudios de escorrentía a lo largo de la pendiente de las parcelas. Se tomaron en cada una de las 6 unidades experimentales 3 muestras de mantillo y 3 de suelo mineral. Mediante un cuadrante de 25 x 25 cm se obtuvieron las muestras del horizonte orgánico (Figura 2b). Se determinó el espesor del horizonte orgánico en cada punto de muestreo. La muestra de suelo mineral (0-10 cm) se obtuvo del mismo punto donde se recogió el material orgánico.



*Figura 2. a) Disposición de las unidades experimentales, b) Muestreo del horizonte orgánico.*

En el laboratorio, las muestras del horizonte orgánico se tamizaron en fresco por un tamiz de 4 mm. Al material menor de 4 mm se le denomina en este trabajo capa H. Este material orgánico se mantuvo refrigerado a 4 °C hasta realizarse los análisis. En estas muestras frescas se determinaron la humedad gravimétrica, el carbono orgánico, el carbono orgánico soluble en agua (WCOS),  $N-NO_3^-$  y  $N-NH_4^+$ . Para llevar a cabo la determinación de la respiración en la capa H, una alícuota de las muestras frescas de dicha capa se tamizó por 2 mm. Una alícuota de la capa H se secó al aire y se tamizó por 500  $\mu$ m para analizar el carbono orgánico. Las muestras del horizonte orgánico de tamaño superior a 4 mm se secaron al aire y posteriormente se procedió a su fraccionamiento en acículas, herbáceas, hojas de *Q. ilex*, ramas y maderas, frutos, musgo, y fracción miscelánea.



Las muestras de suelo mineral se tamizaron en fresco por un tamiz de 2 mm. En estas muestras se determinó la humedad gravimétrica, el carbono orgánico del suelo, el WCOS, la respiración, el carbono de la biomasa microbiana (CBM) y el nitrógeno mineral, tanto  $\text{N-NO}_3^-$  y  $\text{N-NH}_4^+$ . Una alícuota del suelo se secó al aire y se tamizó por 500  $\mu\text{m}$  para determinar el carbono orgánico del suelo.

La humedad se determinó por gravimetría a 105°C, el carbono orgánico por el método de Walkley-Black (WALKLEY & BLACK, 1934), el WCOS se obtuvo mediante extracción con agua y posterior determinación colorimétrica por el método de YAKOVCHENKO & SIKORA (1998). El método utilizado para la determinación del CBM es el de fumigación-extracción de VANCE et al. (1987) modificado por WU et al. (1990). Para obtener la respiración basal las muestras se incubaron en unas condiciones de temperatura y humedad óptimas en un sistema cerrado. La respiración se midió cada 24 horas durante un período de 4 días aireando las muestras diariamente. El nitrógeno mineral (nitratos y amonio) se determinó en las muestras frescas procedentes de la capa orgánica tamizadas por 4 mm y en las muestras del suelo mineral fresco tamizadas por 2 mm. Para la determinación del nitrógeno mineral se obtuvo un extracto 1:5 con KCl 2 M y el análisis del nitrógeno tanto en forma amónica ( $\text{N-NH}_4^+$ ) como en forma nítrica ( $\text{N-NO}_3^-$ ) de los extractos se efectuó con el sistema de inyección de flujo FiAstar™ 5000 (modeloFoss Tecator) y software SoFIATM (Tecator Application Note AN 5201, 1984); Tecator Application Note AN 5226, 1984).

Los efectos del aclareo se evaluaron comparando los resultados obtenidos para el espesor del horizonte orgánico y para las distintas propiedades de la capa H (humedad gravimétrica, carbono orgánico, WCOS, respiración,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NH}_4^+$ ) y del suelo mineral (humedad gravimétrica, carbono orgánico, WCOS, respiración, CBM,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{N-NH}_4^+$ ) en los tratamientos (aclareo y control). Las diferencias entre tratamientos se analizaron mediante ANOVA de dos vías (tratamiento y bloque como factores). Se utilizó el test HSD de Tukey para la separación post hoc. Las diferencias a  $p < 0,05$  se consideraron estadísticamente significativas. Para la determinación de la normalidad de los datos se utilizó el estadístico W de Shapiro-Wilk. La homocedasticidad de las varianzas se estudió mediante el test de Levene. Los datos no normales se transformaron logarítmicamente. Los análisis estadísticos se realizaron con el paquete informático Statgraphics XIX para Windows.

#### 4. Resultados

Después de once años, el espesor del horizonte orgánico en el tratamiento de aclareo ( $T: 3,78 \pm 1,76$  cm) fue superior al obtenido en el tratamiento control ( $C: 2,34 \pm 1,66$  cm) (Tabla 1).

*Tabla 1. Resumen del ANOVA de dos vías para los parámetros determinados utilizando tratamiento (Tr) o bloque (B) como factores y sus interacciones (Tr  $\times$  B) en términos de F, df, y p-valor.*



Propiedad	Tratamiento (Tr)	Bloque (B)	Tr x B			Residuos								
			F	df	p-valor	F	df	p-valor	F	df	p-valor	df		
Espe	ho		4.92	1	0.047	4.03	2	0.046	0.26	2	0.772	12		
Hg	ch		0.26	1	0.619	0.57	2	0.580	0.78	2	0.479	12		
Hg	sm		3.52	1	0.085	1.70	2	0.223	4.29	2	0.039	12		
CO	ch	†	1.92	1	0.191	0.62	2	0.557	1.35	2	0.296	12		
CO	sm		6.09	1	0.030	0.27	2	0.765	16.75	2	0.336	12		
WCOS	ch		3.50	1	0.088	0.65	2	0.542	2.47	2	0.130	11		
WCOS	sm		10.40	1	0.008	0.63	2	0.548	2.43	2	0.134	11		
CBM	sm		7.19	1	0.021	1.94	2	0.190	2.33	2	0.143	11		
RESP	ch		0.59	1	0.459	0.75	2	0.493	0.04	2	0.960	12		
RESP	sm		0.81	1	0.388	1.14	2	0.354	4.29	2	0.042	11		
N-NO	3	ch			0.79	1	0.390	1.67	2	0.230	3.43	2	0.066	12
N-NH	4	ch	†		1.85	1	0.199	0.57	2	0.580	0.43	2	0.663	12
N-NO	3	sm			0.97	1	0.344	1.82	2	0.204	0.15	2	0.859	12
N-NH	4	sm	†		4.98	1	0.045	0.15	2	0.865	0.00	2	0.995	12

\*ho: horizonte orgánico; ch: capa H; sm: suelo mineral.

†Hg: humedad gravimétrica; CO: carbono orgánico; WCOS: carbono orgánico soluble en agua; CBM: carbono de la biomasa microbiana; RESP: respiración basal.

El valor medio de humedad de las muestras frescas de la capa orgánica < 4 mm (capa H) en el T fue  $99,50 \pm 32,51$  % y en C fue  $90,73 \pm 37,18$  %, sin obtenerse diferencias significativas entre ambos tratamientos. El contenido en humedad en el suelo mineral del tratamiento de aclareo fue ligeramente menor que en el tratamiento control, aunque no se observaron diferencias significativas, siendo el valor medio obtenido  $39,10 \pm 7,67$  % en T y  $44,91 \pm 8,39$  % en C.

La cantidad total de material orgánico procedente del horizonte orgánico fue superior en T ( $4141,92 \pm 3357,34$  g m<sup>-2</sup>) que en C ( $2472,92 \pm 1477,74$  g m<sup>-2</sup>), y lo mismo ocurrió para las hojas de *Q. ilex* (T:  $184,43 \pm 183,49$  g m<sup>-2</sup>; C:  $152,48 \pm 118,76$  g m<sup>-2</sup>) y para la fracción miscelánea (restos orgánicos no identificados) y de capa H (Tabla 2). No obstante, el tratamiento control tiene más musgo que el tratamiento aclareo (C:  $62,38 \pm 72,99$  g m<sup>-2</sup>; T:  $6,36 \pm 9,95$  g m<sup>-2</sup>).

Tabla 2. Fracciones del horizonte orgánico. Los valores son la media y la desviación

estándar (n=9). T: tratamiento de aclareo; C: control.

Fracciones del horizonte orgánico		T	C
Capa L/F	*	-2	29,64 ± 31,21
		2,29 ± 2,98	4,52 ± 10,74
Q. ilex		-2	184,43 ± 183,49
		1011,41 ± 922,90	212,39 ± 136,15
		175,77 ± 155,02	226,81 ± 245,72
		466,76 ± 667,31	343,66 ± 265,66
		6,36 ± 9,95	62,38 ± 72,99
Capa H		-2	2265,26 ± 1384,49
			1461,79 ± 615,10
Total		-2	4141,92 ± 3357,34
			2472,92 ± 1477,74

\* L: capa de hojarasca; F: capa fermentada; H: capa humificada.

En la capa H no se detectaron diferencias estadísticamente significativas en el contenido en carbono orgánico entre tratamientos (T: 329,92 ± 50,05 g kg<sup>-1</sup>; C: 281,56 ± 91,65 g kg<sup>-1</sup>) (Figura 3).



*Figura 3. Carbono orgánico de: a) capa H, b) suelo mineral. Las barras representan valores medios  $\pm$  desviación estándar ( $n = 9$ ). Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ). T: tratamiento de aclareo; C: control.*

En el estudio de marzo de 2023, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos para el contenido en WCOS de la capa H (T:  $535,08 \pm 366,56 \text{ mg kg}^{-1}$ ; C:  $222,65 \pm 227,07 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Figura 4). En cambio, sí que se observaron diferencias significativas en el contenido en WCOS del suelo mineral, siendo el valor medio obtenido en T de  $175,60 \pm 47,47 \text{ mg kg}^{-1}$  y de  $97,03 \pm 63,54 \text{ mg kg}^{-1}$  en C.



*Figura 4. Carbono orgánico soluble en agua de: a) capa H, b) suelo mineral. Las barras representan valores medios  $\pm$  desviación estándar ( $n = 9$ ). Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ). T: tratamiento de aclareo; C: control.*

Se obtuvieron diferencias estadísticamente significativas en CBM entre tratamientos (T:  $1054 \pm 223 \text{ mg kg}^{-1}$ ; C:  $761 \pm 324 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Figura 5).



*Figura 5. Carbono de la Biomasa Microbiana del suelo mineral. Las barras representan valores medios  $\pm$  desviación estándar ( $n = 9$ ). Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ). T: tratamiento de aclareo; C: control.*

La actividad microbiana determinada a través de la respiración fue superior en la capa orgánica del suelo (< 2 mm) (capa H) que, en el suelo mineral. No se encontraron diferencias significativas entre tratamientos para la respiración (valor medio de 4 días) ni en la capa orgánica ni en el suelo mineral. La respiración basal de la capa H en T fue de  $140,62 \pm 83,92$  mg C-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> C d<sup>-1</sup> y en C fue de  $182 \pm 118,33$  mg C-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> C d<sup>-1</sup> (Figura 6). En el caso del suelo mineral, la respiración en T fue de  $41,45 \pm 22,23$  mg C-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> C d<sup>-1</sup> y  $51,71 \pm 26,85$  mg C-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> C d<sup>-1</sup> en C.





*Figura 6. Respiración basal de: a) capa H, b) suelo mineral. Las barras representan valores medios  $\pm$  desviación estándar ( $n = 9$ ). Iguales letras minúsculas indican que no hay diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ). T: tratamiento de aclareo; C: control.*

Los resultados obtenidos en la capa orgánica para el  $\text{N-NO}_3^-$  fueron  $20,33 \pm 13,21$   $\text{mg kg}^{-1}$  en T y  $15,52 \pm 13,76$   $\text{mg kg}^{-1}$  en C (Figura 7a), siendo más elevados que en el suelo mineral, donde la concentración en T fue de  $8,39 \pm 6,37$   $\text{mg kg}^{-1}$  y en C fue de  $12,71 \pm 11,50$   $\text{mg kg}^{-1}$  (Figura 7b).

En la capa H el contenido en  $\text{N-NH}_4^+$  fue  $19,64 \pm 14,72$   $\text{mg kg}^{-1}$  en T y  $52,39 \pm 65,90$   $\text{mg kg}^{-1}$  en C (Figura 7c), sin encontrarse diferencias estadísticamente significativas entre ambos tratamientos, en cambio, en el suelo mineral sí que se observaron diferencias, el contenido en  $\text{N-NH}_4^+$  fue  $3,41 \pm 2,85$   $\text{mg kg}^{-1}$  en T y  $20,55 \pm 19,99$   $\text{mg kg}^{-1}$  en C (Figura 7d).





*Figura 7. Contenido en Nitrógeno mineral: a)  $N-NO_3^-$  en la capa H, b)  $N-NO_3^-$  en el suelo mineral, c)  $N-NH_4^+$  en la capa H, d)  $N-NH_4^+$  en el suelo mineral. Las barras representan valores medios  $\pm$  desviación estándar ( $n = 9$ ). Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ). T: tratamiento de aclareo; C: control.*

## 5. Discusión

Once años después del tratamiento, se observó un mayor espesor del horizonte orgánico en el tratamiento de aclareo. En dicho tratamiento hay zonas donde todavía son visibles restos leñosos procedentes del triturado de ramas de los árboles eliminados en el aclareo de 2012. BAUTISTA et al. (2021) midieron el espesor de dicha capa en enero de 2017, obteniendo valores superiores en ambos tratamientos a los obtenidos en el muestreo de este estudio (marzo de 2023). También obtuvieron valores superiores en el tratamiento de aclareo en relación al control, atribuyendo este efecto a la incorporación de restos leñosos triturados sobre el horizonte orgánico en el tratamiento de aclareo.

La cantidad de material orgánico procedente del horizonte orgánico fue 1,7 veces superior en el tratamiento de aclareo, debido principalmente a la mayor masa de ramas y maderas encontradas en dicho tratamiento. Como se ha mencionado anteriormente cuando se llevó a cabo el tratamiento de aclareo se dejaron sobre el horizonte orgánico los restos de poda triturados (menores a 6 cm). La masa de materia orgánica  $< 4$  mm del horizonte orgánico en el tratamiento de aclareo fue 1,5 veces superior a la del control, lo cual cobra gran importancia en los ecosistemas forestales (YI et al., 2009). Esta capa es rica en carbono orgánico y actúa como un aislante térmico frente a los cambios extremos de temperatura. Aunque la materia orgánica es ligeramente hidrofóbica, DI PRIMA et al. (2017) no encontraron diferencias en la conductividad hidráulica saturada en las parcelas de estudio. El tratamiento control presentó más musgo que el tratamiento de aclareo como consecuencia de que es un sistema más cerrado que favorece el contenido de humedad, lo cual facilita el crecimiento de estas plantas briófitas. El aclareo puede conllevar, dependiendo de la apertura de la masa y de las condiciones climáticas y edáficas, un aumento de la masa arbustiva. La masa arbustiva se eliminó con el tratamiento de aclareo y queda para futuros trabajos la descripción de la masa arbustiva desarrollada.

La humedad en la capa H fue ligeramente superior en el tratamiento de aclareo aunque sin obtenerse diferencias significativas. LULL et al. (2020) estudiaron esta variable en diferentes muestreos llevados a cabo desde 5 meses después del tratamiento (mayo de 2012) hasta 7 años después del tratamiento (mayo de 2019) y solo encontraron diferencias significativas en el primer muestreo, en el que la humedad fue superior en el control. Sin embargo, en el suelo mineral, la humedad fue ligeramente inferior en el tratamiento de aclareo. En el estudio de LULL et al. (2020) mencionado anteriormente, solo encontraron diferencias significativas para la humedad en el suelo mineral en dos de los ocho muestreos realizado entre 2012 y 2019, obteniendo en esos dos muestreos una humedad mayor en el tratamiento de aclareo.

Los bosques son un reservorio de carbono orgánico tanto en el horizonte orgánico como en el suelo mineral, siendo más variable desde el punto de vista temporal el del horizonte orgánico. El contenido en carbono orgánico tanto en la capa H como en el suelo mineral fue superior tratamiento de aclareo, aunque sin diferencias significativas en la capa H. El contenido en carbono orgánico del suelo mineral en el control a los cinco meses del tratamiento fue  $108,82 \pm 25,64 \text{ g kg}^{-1}$  (LULL et al., 2020) y este valor ha permanecido constante a lo largo de once años, como queda reflejado en el valor obtenido en marzo de 2023 ( $104,65 \pm 31,40 \text{ g kg}^{-1}$ ). El valor constante del carbono orgánico del suelo en el control confirma su estabilidad en los ecosistemas (SCHMIDT et al., 2011). En el tratamiento de aclareo el contenido en carbono orgánico a los cinco meses del tratamiento fue  $138,64 \pm 32,56 \text{ g kg}^{-1}$  y a los once años fue  $148,22 \pm 40,45 \text{ g kg}^{-1}$ . Los valores de carbono orgánico del suelo obtenidos en marzo de 2023 se encuentran dentro del rango de los obtenidos por GROSSO et al. (2018) en un encinar (*Q. ilex* L.).

El WCOS es uno de los componentes lábiles del C orgánico, siendo una de las fracciones más activa del carbono al contener sustancias que son fácilmente consumidas o degradadas por los microorganismos. Esta variable puede utilizarse como un indicador de la disponibilidad de sustrato de C. Por otro lado, posee una relación estrecha con variables ambientales, como el contenido de humedad del suelo y la temperatura, que varían temporalmente (LU et al., 2011). Esta variable no se puede comparar entre los diferentes años en los que se ha realizado el estudio, ya que depende del régimen de humedad del suelo que varía en función del tiempo. No obstante, se puede decir que según el artículo de LULL et al. (2020), en los análisis realizados en el año 2012 sí se observaron diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos, tanto en el suelo mineral como en la capa orgánica analizada, pero solo en la primera fecha de muestreo (octubre); en el resto de muestreos llevados a cabo hasta junio de 2013 el WCOS fue ligeramente superior en el tratamiento de aclareo.

El CBM representa la cantidad de carbono que forma parte de los microorganismos del suelo y es una fracción lábil del carbono. Según GARCÍA et al. (2000), para estudiar variaciones en las propiedades del suelo que afectan a la calidad del mismo, sería más eficiente determinar el CBM que la fracción total de la materia orgánica debido a que, la primera variable es más sensible a los cambios que se puedan dar. El aclareo afecta al ecosistema del suelo al modificar el microclima y el crecimiento de las plantas, así como los aportes de hojarasca, con las consiguientes consecuencias para las comunidades y funciones microbianas (ZHANG et al., 2023). El mayor contenido de CBM en el suelo mineral del tratamiento de aclareo puede ser debido a que también existe un mayor contenido de WCOS y COS en dicho tratamiento.

La respiración permite realizar un seguimiento del material orgánico descompuesto y de la actividad biológica del suelo (SPARLING, 1997), de ahí que la respiración sea uno de los parámetros bioquímicos más utilizado en las evaluaciones de la actividad metabólica del suelo. La respiración fue aproximadamente 3,5 veces superior en la capa H que en el suelo mineral, ya que





en la capa H hay una mayor concentración de WCOS y COS. No se encontraron diferencias significativas entre ambos tratamientos, aunque fue ligeramente superior en el control tanto en la capa H como en el suelo mineral.

El ciclo biogeoquímico del nitrógeno es uno de los más importantes y dinámicos de la naturaleza, y tiene una estrecha vinculación con el ciclo del carbono y la actividad biológica del suelo (GAUDEL et al., 2024). Ni en la capa H ni en el suelo mineral se encontraron diferencias estadísticamente significativas para el  $\text{N-NO}_3^-$  entre tratamientos, en cambio, en la capa H se detectó una mayor concentración en el tratamiento de aclareo y en el suelo mineral en el control. La concentración del  $\text{N-NH}_4^+$  fue en la capa orgánica dos veces superior que la detectada en el suelo mineral en la parcela C y 5,8 veces superior en el tratamiento de aclareo.

## 6. Conclusiones

Los tratamientos selvícolas de aclareo, en los que se incorporan los residuos sobre la superficie del suelo, incrementan el espesor del horizonte orgánico. Aunque el aclareo produce cambios en las condiciones microclimáticas que favorecen la descomposición de la materia orgánica, 11 años después del tratamiento todavía es significativamente mayor el espesor de horizonte orgánico. También es mayor la masa de material orgánico en el horizonte orgánico. En el tratamiento de aclareo se han obtenido unos valores significativamente mayores de las fracciones activas del carbono orgánico (WCOS y CBM) y de nitrógeno amoniacal. En relación a la respiración y al contenido en nitrógeno nítrico no hubo diferencias significativas entre ambos tratamientos. Todo lo anterior sugiere un efecto positivo del tratamiento selvícola de aclareo en el que se dejaron los restos de poda triturados sobre el horizonte orgánico teniendo en cuenta el aumento significativo del carbono orgánico y de las fracciones lábiles del carbono y en el suelo mineral.

## 7. Agradecimientos

Los autores expresan su agradecimiento al proyecto SALAM-MED, financiado por el programa PRIMA 2021 de la UE (número de subvención: 2123; número CUP: J83C21000200006).

## 8. Bibliografía

ACHAT, D. L.; FORTIN, M.; LANDMANN, G.; RINGEVAL, B.; AUGUSTO, L.; 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Sci. Rep.* 5(1), 15991.

ADAMCZYK, B.; ADAMCZYK, S.; KUKKOLA, M.; TAMMINEN, P.; SMOLANDER, A.; 2015. Logging residue harvest may decrease enzymatic activity of boreal forest soils. *Soil Biol. Biochem.* 82, 74-80.

BAUTISTA, I.; LIDÓN, A.; LULL, C.; GONZÁLEZ-SANCHIS, M.; DEL CAMPO, A. D. ; 2021. Thinning decreased soil respiration differently in two dryland Mediterranean forests with contrasted soil temperature and humidity regimes. *Eur. J. Forest. Res.* 140, 1469-1485.



BELLOSTA-DIEST, A.; CAMPO-BESCÓS, M. Á.; ZAPATERÍA-MIRANDA, J.; CASALÍ, J.; ARREGUI, L. M.; 2022. Evaluation of nitrate soil probes for a more sustainable agriculture. *Sensors*. 22(23), 9288.

CARDIL, A.; IMBERT, J. B.; CAMARERO, J. J.; PRIMICIA, I.; CASTILLO, F.; 2018. Temporal interactions among throughfall, type of canopy and thinning drive radial growth in an Iberian mixed pine-beech forest. *Agric. For. Meteorol.* 252, 62-74.

CHEN, X. L.; WANG, D.; CHEN, X.; WANG, J.; DIAO, J. J.; ZHANG, J. Y.; GUAN, Q. W.; 2015. Soil microbial functional diversity and biomass as affected by different thinning intensities in a Chinese fir plantation. *Appl. Soil Ecol.* 92, 35-44.

CHEN, X.; CHEN, H. Y.; CHEN, X.; WANG, J.; CHEN, B.; WANG, D.; GUAN, Q.; 2016. Soil labile organic carbon and carbon-cycle enzyme activities under different thinning intensities in Chinese fir plantations. *Appl. Soil Ecol.* 107, 162-169.

DAI, W.; CHEN, J.; XU, R.; SHI, H.; CHEN, Y.; LI, D.; ZHENG, S.; MIAO, G.; QIU, W.; SHI, Y.; 2024. Short-term effects of thinning on vegetation carbon dynamics and soil respiration in secondary broadleaf forests. *Forests*. 15(12), 2109.

DEROSE, R. J.; SEYMOUR, R. S. 2012. Leaf Area and Structural Changes after Thinning in Even-Aged *Picea rubens* and *Abies balsamea* Stands in Maine, USA. *International Journal of Forestry Research*, 2012(1), 181057.

DEL CAMPO, A. D.; GONZÁLEZ-SANCHIS, M.; LIDÓN, A.; CEACERO, C. J.; GARCÍA-PRATS, A.; 2018. Rainfall partitioning after thinning in two low-biomass semiarid forests: Impact of meteorological variables and forest structure on the effectiveness of water-oriented treatments. *J. Hydrol.* 565, 74-86.

DEL CAMPO, A. D.; OTSUKI, K.; SERENGIL, Y.; BLANCO, J. A.; YOUSEFPOUR, R.; WEI, X.; 2022. A global synthesis on the effects of thinning on hydrological processes: Implications for forest management. *Forest Ecol. Manag.* 519, 120324.

DI PRIMA, S.; BAGARELLO, V.; ANGULO-JARAMILLO, R.; BAUTISTA, I.; CERDÀ, A.; DEL CAMPO, A.; GONZÁLEZ-SANCHIS, M.; IOVINO, M.; LASSABATERE, L.; MAETZKE, F.; 2017. Impacts of thinning of a Mediterranean oak forest on soil properties influencing water infiltration. *J. Hydrol. Hydromech.* 65, 276-286.

GARCÍA, C.; HERNÁNDEZ, T.; PASCUAL, J.; MORENO, J. L.; ROS, M.; 2000. Actividad microbiana en suelos del sureste español sometidos a procesos de degradación y desertificación. En: Estrategias para su rehabilitación. Investigación y perspectivas de la enzimología de suelos en España. 1ra ed. CSIC, España. pp. 43-143.



GARCIA-PRATS, A.; GONZÁLEZ-SANCHIS, M.; DEL CAMPO, A. D.; LULL, C.; 2018. Hydrology-oriented forest management trade-offs. A modeling framework coupling field data, simulation results and Bayesian Networks. *Sci. Total Environ.* 639, 725-741.

GAUDEL, G.; XING, L.; RASEDUZZAMAN, M.; POUDEL, M.; DONG, W.; HU, C.; 2024. Soil microbes, carbon, nitrogen, and the carbon to nitrogen ratio indicate priming effects across terrestrial ecosystems. *J. Soils Sediments*, 24(1), 307-322.

GONZÁLEZ-SANCHIS, M.; DEL CAMPO, A.; LIDÓN, A.; LULL, C.; BAUTISTA, I.; GARCÍA-PRATS, A.; FRANCÉS, F.; 2015. Incorporación de criterios eco-hidrológicos en la gestión forestal: adaptación a la escasez de agua de una masa marginal de encina. *Cuad. Soc. Esp. Cienc. For.* 1(41), 211-218.

GROSSO, F.; IOVIENO, P.; ALFANI, A.; DE NICOLA, F.; 2018. Structure and activity of soil microbial communities in three Mediterranean forests. *Appl. Soil Ecol.* 130, 280-287.

JOHNSON, D. W.; CURTIS, P. S.; 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecol. Manag.* 140(2-3), 227-238.

LAGOMARSINO, A.; MAZZA, G.; AGNELLI, A. E.; LORENZETTI, R.; BARTOLI, C.; VITI, C.; COLOMBO, C.; PASTORELLI, R.; 2020. Litter fractions and dynamics in a degraded pine forest after thinning treatments. *Eur. J. Forest. Res.* 139, 295-310.

LEHMANN, J.; HANSEL, C. M.; KAISER, C.; KLEBER, M.; MAHER, K.; MANZONI, S.; NUNAN, N.; REICHSTEIN, M.; SCHIMMEL, J.P.; TORN, M.S.; WIEDER, W.R.; KÖGEL-KNABNER, I.; 2020. Persistence of soil organic carbon caused by functional complexity. *Nat. Geosci.* 13(8), 529-534.

LI, X.; LI, Y.; ZHANG, J.; PENG, S.; CHEN, Y.; CAO, Y.; 2020. The effects of forest thinning on understory diversity in China: a meta-analysis. *Land Degrad. Dev.* 31(10), 1225-1240.

LU, X.; FAN, J.; YAN, Y.; WANG, X.; 2011. Soil water soluble organic carbon under three alpine grassland types in Northern Tibet, China. *Afr. J. Agric. Res.*, 6(9), 2066-2071.

LULL, C.; BAUTISTA, I.; LIDÓN, A.; DEL CAMPO, A. D.; GONZÁLEZ-SANCHIS, M.; GARCIA-PRATS, A.; 2020. Temporal effects of thinning on soil organic carbon pools, basal respiration and enzyme activities in a Mediterranean Holm oak forest. *Forest Ecol. Manag.* 464, 118088.



MA, J.; KANG, F.; CHENG, X.; HAN, H.; 2018. Moderate thinning increases soil organic carbon in *Larix principis-rupprechtii* (Pinaceae) plantations. *Geoderma*. 329, 118-128.

MASON, R. E.; CRAINE, J. M.; LANY, N. K.; JONARD, M.; OLLINGER, S. V.; GROFFMAN, P. M.; FULWEILER, R. W.; ANGERER, J.; READ, Q. D.; ELMORE, A. J.; 2022. Evidence, causes, and consequences of declining nitrogen availability in terrestrial ecosystems. *Science*, 376(6590), eabh3767.

MOKTAN, L.; HOFMEISTER, J.; OULEHLE, F.; URBAN, O.; HRUŠKA, J.; METOK, M. S.; MIKOLÁŠ, M.; MARKULJAKOVÁ, K.; SVOBODA, M.; 2025. Forest management reduces soil carbon sequestration potential in European temperate forests *Forest Ecol. Manag.* 578, 122493.

MOREAU, G.; CHAGNON, C.; ACHIM, A.; CASPERSEN, J.; D'ORANGEVILLE, L.; SÁNCHEZ-PINILLOS, M.; THIFFAULT, N.; 2022. Opportunities and limitations of thinning to increase resistance and resilience of trees and forests to global change. *Forestry*. 95(5), 595-615.

MOROZOV, G.; AOSAAR, J.; VARIK, M.; BECKER, H.; AUN, K.; LÖHMUS, K.; KUKUMÄGI, M.; URI, V.; 2019. The effect of thinning on annual net nitrogen mineralization and nitrogen leaching fluxes in silver birch and Scots pine stands. *Scand. J. For. Res.* 34(8), 718-731.

NAVARRO-CERRILLO, R. M.; CACHINERO-VIVAR, A. M.; PÉREZ-PRIEGO, Ó.; CANTÓN, R. A.; BEGUERIA, S.; CAMARERO, J. J.; 2023. Developing alternatives to adaptive silviculture: Thinning and tree growth resistance to drought in a *Pinus* species on an elevated gradient in Southern Spain. *Forest Ecol. Manag.* 537, 120936.

RUIZ-PEINADO, R.; OVIEDO, J. A. B.; SENESPLEDA, E. L.; OVIEDO, F. B.; DEL RÍO GAZTELURRUTIA, M.; 2017. Forest management and carbon sequestration in the Mediterranean region: A review. *For. Syst.* 26(2), 10.

SANKEY, T.; TATUM, J.; 2022. Thinning increases forest resiliency during unprecedented drought. *Sci. Rep.* 12(1), 9041.

SCAGLIA, B.; ADANI, F.; 2009. Biodegradability of soil water soluble organic carbon extracted from seven different soils. *J. Environ. Sci.* 21(5), 641-646.

SCHMIDT, M. W.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERGER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LEHMANN, J.; MANNING, D.A.C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D.P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E.; 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478(7367), 49-56.



SOHN, J. A.; SAHA, S.; BAUHUS, J.; 2016. Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis. *Forest Ecol. Manag.* 380, 261-273.

SPARLING, G. P.; 1997. Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. En: *Biological indicators of soil health*. CAB International; Wallingford; New York. pp. 97-119.

SRIVASTAVA, A.; WU, J. Q.; ELLIOT, W. J.; BROOKS, E. S.; FLANAGAN, D. C.; 2018. A simulation study to estimate effects of wildfire and forest management on hydrology and sediment in a forested watershed, northwestern US. *J. ASABE, Trans.* 61(5), 1579-1601.

SULLIVAN, B. W.; KOLB, T. E.; HART, S. C.; KAYE, J. P.; DORE, S.; MONTES-HELU, M.; 2008. Thinning reduces soil carbon dioxide but not methane flux from southwestern USA ponderosa pine forests. *Forest Ecol. Manag.* 255(12), 4047-4055.

TAYLOR, C.; BLANCHARD, W.; LINDENMAYER, D. B.; 2021. What are the associations between thinning and fire severity? *Austral Ecol.* 46(8), 1425-1439.

UHL, B.; SCHALL, P.; BÄSSLER, C.; 2024. Achieving structural heterogeneity and high multi-taxon biodiversity in managed forest ecosystems: a European review. *Biodivers. Conserv.* 1-32.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S.; 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19(6), 703-707.

VESTERDAL, L.; DALSGAARD, M.; FELBY, C.; RAULUND-RASMUSSEN, K.; JØRGENSEN, B. B.; 1995. Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *Forest Ecol. Manag.* 77(1-3), 1-10.

WAN, X.; XIAO, L.; VADEBONCOEUR, M. A.; JOHNSON, C. E.; HUANG, Z.; 2018. Response of mineral soil carbon storage to harvest residue retention depends on soil texture: a meta-analysis. *Forest Ecol. Manag.* 408, 9-15.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A.; 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil sci.*, 37(1), 29-38.

WANG, Y.; DEL CAMPO, A. D.; WEI, X.; WINKLER, R.; LIU, W.; LI, Q.; 2020. Responses of forest carbon and water coupling to thinning treatments from leaf to stand scales in a young montane pine forest. *Carbon Balance Manage.* 15, 1-16.





WILLIAMS, M. A.; RICE, C. W.; OWENSBY, C. E.; 2000. Carbon dynamics and microbial activity in tallgrass prairie exposed to elevated CO<sub>2</sub> for 8 years. *Plant Soil*. 227, 127-137.

WU, J.; Joergensen, R.G.; Pommerening, B.; CHAUSSOD, R.; BROOKES, P. C.; 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation-extraction-an automated procedure. *Soil Biol. Biochem.* 22(8), 1167-1169.

WU, R.; CHENG, X.; HAN, H.; 2019. The effect of forest thinning on soil microbial community structure and function. *Forests*. 10(4), 352.

XU, H.; GAN, Q.; HUANG, L.; PAN, X.; LIU, T.; WANG, R.; XU, Z.; 2024. Effects of forest thinning on soil microbial biomass and enzyme activity. *Catena*. 239, 107938.

YANG, K.; ZHU, J.; ZHANG, M.; YAN, Q.; SUN, O. J.; 2010. Soil microbial biomass carbon and nitrogen in forest ecosystems of Northeast China: a comparison between natural secondary forest and larch plantation. *J. Plant. Ecol.* 3(3), 175-182.

YANG, B.; PANG, X.; HU, B.; BAO, W.; TIAN, G.; 2017. Does thinning-induced gap size result in altered soil microbial community in pine plantation in eastern Tibetan Plateau?. *Ecol. Evol.* 7(9), 2986-2993.

YANG, L.; QIN, J.; GENG, Y.; ZHANG, C.; PAN, J.; NIU, S.; TIAN, D.; ZHAO, X.; WANG, J.; 2022a. Long-term effects of forest thinning on soil respiration and its components in a pine plantation. *Forest Ecol. Manag.* 513, 120189.

YANG, L.; WANG, J.; GENG, Y.; NIU, S.; TIAN, D.; YAN, T.; LIU, W.; PAN, J.; ZHAO, X.; ZHANG, C.; 2022b. Heavy thinning reduces soil organic carbon: Evidence from a 9-year thinning experiment in a pine plantation. *Catena*. 211, 106013.

YANG, X.; WANG, B.; FAKHER, A.; AN, S.; KUZYAKOV, Y.; 2023. Contribution of roots to soil organic carbon: From growth to decomposition experiment. *Catena*. 231, 107317.

YI, S.; MANIES, K.; HARDEN, J.; MCGUIRE, A. D.; 2009. Characteristics of organic soil in black spruce forests: Implications for the application of land surface and ecosystem models in cold regions. *Geophysical Research Letters*, 36(5).

ZHANG, X.; GUAN, D.; LI, W.; SUN, D.; JIN, C.; YUAN, F.; WANG, A.; WU, J.; 2018. The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-analysis. *Forest Ecol. Manag.* 429, 36-43.



ZHANG, Z.; YAN, J.; HAN, X.; ZOU, W.; CHEN, X.; LU, X.; FENG, Y.; 2021. Labile organic carbon fractions drive soil microbial communities after long-term fertilization. *Glob. Ecol. Conserv.* 32, e01867.

ZHANG, X.; CHEN, L.; WANG, Y.; JIANG, P.; HU, Y.; OUYANG, S.; WU, H.; LEI, P.; KUZYAKOV, Y.; XIANG, W.; 2023. Plantations thinning: A meta-analysis of consequences for soil properties and microbial functions. *Sci. Total Environ.* 877, 162894.

ZHANG, H.; LIU, S.; YU, J.; LI, J.; SHANGGUAN, Z.; DENG, L.; 2024. Thinning increases forest ecosystem carbon stocks. *Forest Ecol. Manag.* 555, 121702.

ZHOU, T.; WANG, C.; ZHOU, Z.; 2020. Impacts of forest thinning on soil microbial community structure and extracellular enzyme activities: A global meta-analysis. *Soil Biol. Biochem.* 149, 107915.

ZHOU, T.; WANG, C.; ZHOU, Z.; 2021. Thinning promotes the nitrogen and phosphorous cycling in forest soils. *Agric. For. Meteorol.* 311, 108665.

ZHU, F.; DAI, L.; HOBBIE, E. A.; KOBAYASHI, K.; LIU, X.; GURMESA, G. A.; HUANG, S.; LI, S.; LI, Y.; HAN, S.; FANG, Y.; 2019. Uptake patterns of glycine, ammonium, and nitrate differ among four common tree species of Northeast China. *Front. Plant Sci.* 10, 799.