



9CFE-1317

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

Organiza





Efecto a largo plazo de la entresaca por bosque sobre las propiedades del suelo de una repoblación madura de pino carrasco

MIGUEL PÉREZ, S. (1), LULL NOGUERA, C. (2), LIDÓN CEREZUELA, A. (2) y MOLINA HERRERA A.J. (3)

(1) ETSIAMN, Universitat Politècnica de València.

(2) Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente, Universitat Politècnica de València.

(3) Departamento de Ingeniería Forestal, ETSIAM, Universidad de Córdoba.

Resumen

La selvicultura puede alterar significativamente las propiedades y los procesos fisicoquímicos y biológicos del suelo. Sin embargo, siendo el suelo un componente clave en los ecosistemas forestales, hay poca información disponible que cuantifique sus impactos, en especial a largo plazo. Este trabajo evalúa el efecto sobre el suelo de una entresaca por bosquetes después de 25 años en una repoblación de pino carrasco en la provincia de Valencia. El diseño experimental se basa en 3 bloques completos al azar, con bosquetes cuadrados de tres tamaños diferentes y su control. Se determinó el carbono orgánico, el carbono orgánico soluble en agua y la respiración heterótrofa. Los resultados mostraron que el tratamiento no ha influido negativamente en las propiedades del suelo analizadas, siendo el carbono orgánico ligeramente superior en las zonas tratadas. Ni el carbono orgánico soluble en agua ni la respiración medida con la humedad de campo se vieron afectados negativamente por los tratamientos. A igualdad de humedad en el suelo, la tasa de respiración fue mayor en los tratamientos que en el control. La entresaca por bosquetes se muestra como una buena opción a la hora de gestionar las masas forestales de manera sostenible, compatibilizando el mantenimiento de la calidad edáfica y el almacenamiento de carbono en el suelo en el área mediterránea.

Palabras clave

Pinus halepensis, carbono orgánico del suelo, respiración, selvicultura, gestión sostenible.

1. Introducción

Las condiciones ambientales en las que se desarrolla (baja pluviometría, periodos de sequía, suelos pedregosos y superficiales, episodios de precipitación intensa, riesgo de erosión) junto a la presión humana que afecta a sus procesos ecológicos, confieren al bosque mediterráneo una estructura y funcionalidad complejas (SARDANS y PEÑUELAS, 2013). En la Comunidad Valenciana, a estas características se suma la predominancia del pino carrasco (*Pinus halepensis* Mill.), especie dominante en el 72% de la superficie arbolada (PATFOR, 2013). Este fenómeno se atribuye principalmente a repoblaciones históricas donde el pino carrasco ha sido la especie principal, especialmente durante las décadas de 1950 a 1970, al abandono de tierras agrícolas y a la gestión deficiente de muchas de las repoblaciones (CURRAS, 1995; HERMOSO, 2017; GVA, s.f.).

Esto ha dado lugar a bosques maduros, estancados y envejecidos (MOLINA et al., 2021), con unas condiciones que aumentan la vulnerabilidad frente a incendios forestales (SÁENZ, 1984; GONZÁLEZ, 1990), plagas y enfermedades, junto a una menor biodiversidad debido a la dominancia de formaciones monoespecíficas (VALLADARES, 2004). Teniendo en cuenta el contexto del cambio climático, con



sequías más frecuentes e intensas y un incremento en la incidencia de grandes incendios forestales, la resiliencia de estos ecosistemas se ve comprometida (SANTANA et al., 2022).

Para contrarrestar estas amenazas, la gestión forestal es una solución clave, encaminada a aumentar la riqueza de especies y la resiliencia del bosque a través de tratamientos selvícola, y a dirigir las labores de restauración forestal necesarias para acelerar los mecanismos naturales de sucesión, la recuperación de las interacciones ecológicas y, en general, la funcionalidad ecosistémica (ZAMORA, 2002; LULL et al., 2010). Estas intervenciones, que incluyen desde clareos y claras hasta cortas de regeneración, buscan optimizar las funciones del ecosistema y aumentar su resistencia frente a perturbaciones (ABELLANAS, 2009; SERRADA, 2011). La técnica de entresaca por bosqueque, que implica la extracción selectiva de árboles en zonas delimitadas, ha demostrado potencial para fomentar la regeneración y mejorar la estructura del bosque (SERRADA, 2011).

Los suelos forestales, esenciales para la sostenibilidad de los ecosistemas, desempeñan un papel crucial en la regulación del clima y la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero (RAHMAN et al., 2022), ya que son fundamentales en el ciclo global del carbono al actuar como sumideros significativos de este elemento (DIXON et al., 1994). Su contenido de carbono orgánico representa una de las mayores reservas terrestres, con implicaciones directas en la fertilidad del suelo y la dinámica microbiana (FAO, 2002; SPARKS, 2003). Parte de este carbono es el carbono orgánico soluble en agua (WSOC por sus siglas en inglés), fracción lábil que de acuerdo con TAO y LIN (2000) se define como el conjunto de carbono orgánico soluble en agua adsorbido por las partículas del suelo o disuelto en el agua intersticial de los poros. El WSOC se considera la fuente de carbono del suelo más móvil y reactiva (SCAGLIA y ADANI, 2009) y actúa como sustrato para la actividad microbiana del suelo (MA et al., 2018). Resulta destacable porque los distintos reservorios de carbono orgánico lábil del suelo son buenos indicadores de los pequeños cambios que se producen en el carbono orgánico del suelo (XIA et al., 2010). Por otro lado, cabe mencionar la importancia de los microorganismos del suelo, esenciales para mantener su buena calidad, ya que intervienen en la descomposición, mineralización y evolución de la materia orgánica del suelo y, por tanto, en la disponibilidad de nutrientes. Es por esto que la actividad respiratoria del suelo, medida por la producción de CO₂, es un indicador de la actividad de los organismos aerobios del suelo (BORIE et al., 1999) y de la calidad de éste. Tal actividad puede variar con la calidad del material orgánico aportado al suelo (ARRIGO et al., 2002), con las variaciones estacionales definidas por el clima (LULL et al., 2023), por factores edáficos como la composición mineral o el pH y con el uso del suelo y la cobertura vegetal, entre otros.

No obstante, las prácticas de manejo forestal pueden influir considerablemente en las propiedades edáficas, afectando procesos clave como la mineralización de la materia orgánica y la actividad microbiana (PRESCOTT, 1997; NOORMETS et al., 2015). Se conocen ampliamente los efectos del aclareo de los bosques mediterráneos sobre algunas propiedades del suelo (MOLINA et al., 2021; LULL et al., 2023). Sin embargo, otras actuaciones importantes de manejo forestal ligadas a la regeneración de la masa, han sido menos estudiadas no sólo en lo que respecta a la incorporación de regenerado y otras especies arbóreas, sino también en la interacción de éstos con las propiedades del suelo a lo largo del tiempo (BAGNATO et al., 2021; ORMAN et al., 2021).



Aunque según Serrada (2011) las cortas por entresaca son las que menor alteración introducen sobre el microclima, el suelo y otros factores, estos claros que se generan conllevan una disminución de la densidad arbórea, que a su vez puede afectar a la distribución de la precipitación y a variables climáticas como la radiación solar, la temperatura media del aire y del suelo, la humedad relativa del aire, etc., (KOVÁCS et al., 2020). En este sentido también influye el tamaño del área donde se eliminan completamente las especies arbóreas dominantes (COATES, 2002; BAGNATO et al., 2021), puesto que en función del tamaño de la intervención se pueden promover condiciones de sombra diferentes y, por lo tanto, diferencias en las condiciones microclimáticas y en el balance de agua (WICKLEIN et al., 2012; HAMMOND y POKORNÝ, 2020).

Hay diversos estudios que apuntan a que la realización de tratamientos selvícolas influye en las reservas y dinámica de carbono del suelo tanto de manera directa como indirecta (BAENA et al., 2013; CHENG et al., 2015; MA et al., 2018). De acuerdo con Molina et al. (2022), en el caso del carbono orgánico del suelo, la reducción de la densidad arbórea normalmente disminuye la producción de hojarasca y, con ello, disminuye también el contenido en carbono orgánico del suelo forestal a corto plazo (NAVARRO et al., 2013; LADO-MONTSERRAT et al., 2015). Por otra parte, esta eliminación de los árboles puede aumentar el contenido de C en el suelo cuando el desarrollo de la biomasa del sotobosque es suficiente como para compensar una menor producción de hojarasca arbórea (NAVE et al., 2010; LEE et al., 2018).

Pese a los avances en la comprensión de los efectos de tratamientos selvícolas, como el aclareo, en los ecosistemas mediterráneos, existen lagunas en el conocimiento respecto al impacto de estas prácticas en propiedades específicas del suelo, como el carbono orgánico soluble en agua y la respiración heterótrofa a largo plazo. Este estudio aborda estas cuestiones, centrándose en los efectos de la técnica de entresaca por bosqueque implementada hace 25 años en masas de *Pinus halepensis* en la Comunidad Valenciana.

2. Objetivos

El objetivo del trabajo es evaluar el efecto a largo plazo de un tratamiento selvícola de regeneración a base de entresacas por bosqueques de diferentes tamaños realizado hace 25 años, mediante:

- La caracterización de las propiedades físicas y químicas de los suelos objeto de estudio.
- La medida y análisis de diferentes compartimentos de la materia orgánica, con objeto de evaluar la influencia de entresacas por bosqueques de diferente tamaño sobre el carbono orgánico del suelo y el carbono orgánico soluble en agua.
- La medida de la respiración microbiana, como reflejo de la actividad biológica del suelo.

Se pretende analizar cómo estas prácticas influyen en la calidad y funcionalidad de los suelos forestales, y cómo estas interacciones podrían informar sobre futuras estrategias de manejo sostenible.

3. Metodología

La zona de estudio se encuentra distribuida en diferentes parcelas entre los montes de Tuéjar y Chelva, en los alrededores del Alto de la Montalbana (39°49'26" N, 1°05'47" W, 980 m.s.n.m.), en la provincia de Valencia (España) (Figura 1).



Figura 1. Localización de las parcelas objeto de estudio.

Se trata de parcelas distribuidas en tres bloques - Tuéjar izquierda (TI), Tuéjar derecha (TD) y Chelva (CH)- con pendientes suaves ($<5\%$), sobre sustratos calizo y margoso y orientaciones noroeste - norte. Los suelos predominantes en la zona son leptosoles rendzínicos desarrollados sobre roca caliza (GVA, 1995). Las características del suelo de las parcelas objeto de estudio se presentan en la Tabla 1.

El clima de la zona es mediterráneo, con un régimen térmico de tendencia continental. La temperatura media anual es de $16,5^{\circ}\text{C}$, con una precipitación media anual de 415 mm (AEMET, s.f.). Desde el punto de vista biogeográfico, según los criterios de Rivas-Martínez (1987) la zona de estudio se sitúa en el piso mesomediterráneo con ombroclima seco. La zona está ocupada por una masa densa de *Pinus halepensis* Mill. con un sotobosque dominado por grandes arbustos (*Quercus coccifera* L., *Juniperus oxycedrus* L., *Juniperus phoenicea* L.), indicadores de la asociación *Ramnus lycioidis* - *Quercetum cocciferae*, en los que prosperan espinos, sabinas, pinos y otros arbustos mediterráneos.

Los tratamientos selvícolas se realizaron en 1998 sobre lo que era un bosque de pino carrasco con una Fracción de Cabida Cubierta $> 80\%$ y densidad de 900 pies ha^{-1} , cercano al final de turno (más de 50 años de edad) (GALIANA et al., 2001), cuyo origen era la regeneración de campos agrícolas abandonados (LADO, 2015). En las parcelas estudiadas se realizaron cortas a hecho, siguiendo criterios de entresaca por bosquetes y con eliminación del 100% de la masa arbórea, aplicadas a bosquetes cuadrados de varios tamaños para reproducir diferentes grados de sombra según un gradiente norte-sur. Para cada bloque, los tamaños de estas parcelas son: 45x45 m (B45), 30x30 m (B30) y 15x15 m (B15), junto con la parcela control, sin tratamiento (C), de 30x30 m.

Las parcelas han experimentado, en el tiempo, un proceso de regeneración y diversificación de la vegetación desde la realización de los tratamientos. Recientemente, Galiana et al. (2017) describen el predominio del estrato arbustivo en las parcelas tratadas, con porcentajes que oscilan entre el 49-71% (Tabla 1), y un menor porcentaje de superficie cubierta y mayor superficie de suelo desnudo en las parcelas no intervenidas (C30).

Tabla 1. Porcentaje relativo de cobertura en cada uno de los tratamientos según el tipo de cubierta (la cubierta arbórea incluye la presencia de encinas y pinos no

adultos) obtenidos en los bloques de Tuéjar izquierda y Chelva. Modificado a partir de Galiana et al. (2017).

Cobertura (%)	B15	B30	B45	C30
Arbustiva	70,9	70,8	67,8	48,5
Herbácea	2,6	1,4	4,4	2,2
Arbórea	6,2	17,1	4,5	9,2
Suelo desnudo	20,3	10,8	23,3	40,1

El muestreo del suelo se realizó en el verano de 2023. Se diseñó un muestreo sistemático con origen en el centro de la parcela, estableciendo círculos concéntricos de diferentes radios (2,5, 7,5, 15 y 22,5 m) y situando los puntos de muestreo en las intersecciones con las direcciones norte-sur y este-oeste (Figura 2), obteniéndose de este modo una representatividad espacial adecuada al tamaño de las diferentes parcelas. Como éstas tienen tamaños distintos, con este diseño se aseguraba que, aunque el número de puntos fuera diferente en los diferentes tamaños de bosque, todos ellos tuvieran en común un conjunto de puntos en el cuadrado de 15x15 m.

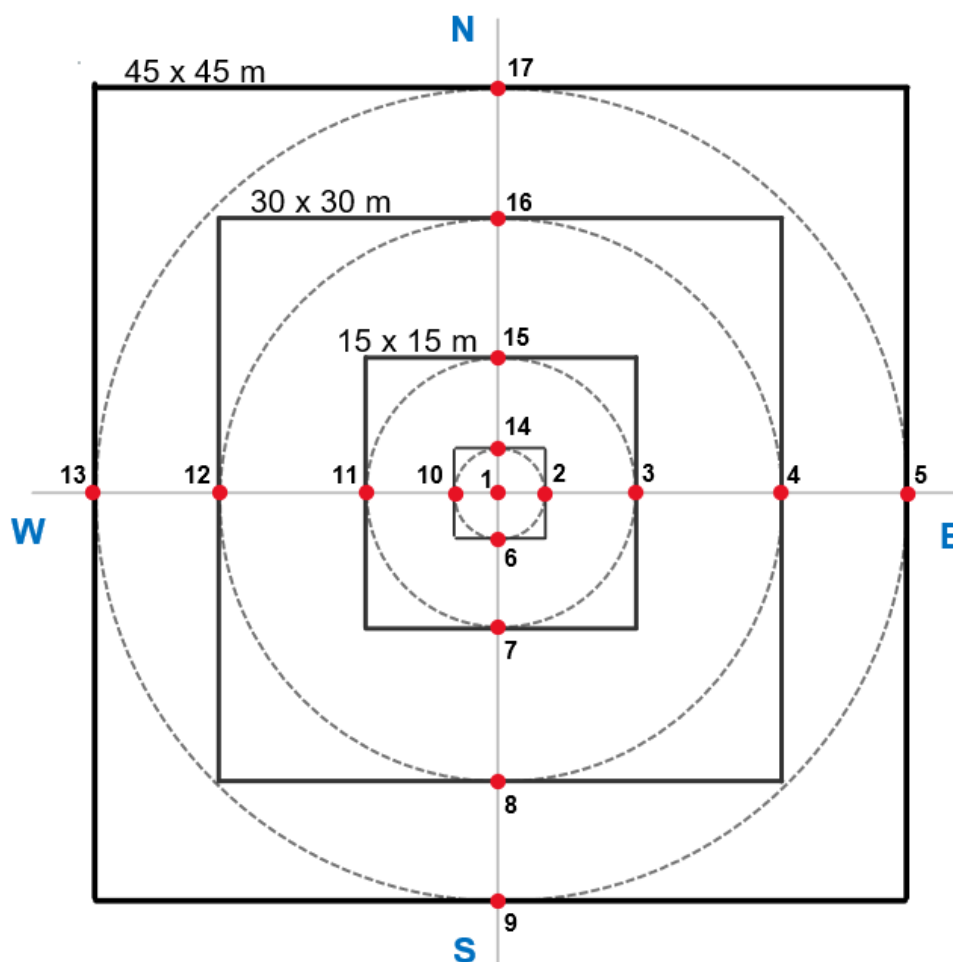


Figura 2. Esquema del diseño de muestreo y distribución de puntos seleccionados.

Tras retirar la capa orgánica (mantillo), en cada punto se recogió una muestra superficial de suelo (0 – 10 cm); las muestras fueron guardadas en bolsas de plástico y almacenadas a 4°C. Cada muestra se dividió en dos submuestras; una se secó al aire para la caracterización general del suelo, y la otra se mantuvo con su humedad para la determinación del carbono orgánico soluble (WSOC) y el ensayo de respiración. Las muestras se tamizaron por 2 mm, excepto una fracción que se tamizó por 500 µm para el carbono orgánico del suelo (COS).

Para el análisis de las propiedades fisicoquímicas del suelo de cada parcela se preparó una muestra compuesta. La conductividad eléctrica (CE) y el pH se midieron en una solución acuosa 1:2,5 y 1:5, respectivamente, utilizando un conductímetro y pH-metro Mettler FP30 Toledo. La textura se determinó por el método de Bouyoucos (LLORCA, 1991) tras pretratamiento con peróxido de hidrógeno para eliminar la materia orgánica. Los carbonatos totales se determinaron en un calcímetro de Bernard. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) se determinó por el método de lavado descrito por Llorca (1991). El contenido en agua del suelo se midió por el método de secado (105°C, 48 horas). Por otra parte, para cada muestra de suelo se determinó el carbono orgánico del suelo mediante oxidación con K_2CrO_7 1N en medio ácido y valoración del exceso de dicromato con sulfato ferroso 0,5 N (WALKLEY-BLACK, 1934), y el carbono orgánico soluble en agua mediante colorimetría (previa extracción con agua destilada) midiendo la absorbancia a 590 nm (YAKOVCHENCO Y SIKORA, 1998). Se realizaron dos repeticiones por muestra analizada.

La actividad biológica se determinó mediante la respiración microbiana de cada una de las muestras, midiendo el CO_2 desprendido en matraces de 25 mL mantenidos a temperatura constante (25°C) y en oscuridad, con un analizador de gas Dansensor CheckPoint 3®. Esta medición se realizó al cabo de 8 días con la humedad original de cada muestra. Tras la medición, se airearon las muestras y se humedecieron con agua destilada hasta llegar al 60% de la capacidad de retención de agua (CRA) del suelo y se incubaron durante otros 7 días. De esta forma se obtuvieron dos mediciones de respiración, una con la humedad de campo del suelo ($Resp_{hum\ campo}$) y otra con una humedad homogénea para todas las muestras ($Resp_{60CRA}$).

El análisis estadístico consistió en un análisis de la varianza (ANOVA) de una vía con el tratamiento como factor principal con cuatro niveles (B15, B30, B45 y control) para las variables Hum grav (%), COS (%), WSOC (mg C/ g suelo) y $Resp_{hum\ campo}$ y $Resp_{60CRA}$ (mg C/ kg suelo y día). Cuando los residuos no cumplían las hipótesis, los datos se transformaron logarítmicamente o mediante la raíz cuadrada para garantizar la distribución normal de éstos y la igualdad de varianzas. El supuesto de normalidad se comprobó mediante las pruebas de Shapiro-Wilk o Kolmogorov-Smirnoff, dependiendo del tamaño muestral, y la homocedasticidad mediante el test de Levene; las relaciones entre las variables se evaluaron mediante los coeficientes de correlación de Spearman. Cuando alguna de las variables no cumplió alguna de las hipótesis de normalidad o homocedasticidad de las varianzas, se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis. Se utilizó para todo ello el paquete informático Statgraphics XIX y un nivel de significación de $p \leq 0,05$.

4. Resultados



Las características fisicoquímicas de los suelos de las parcelas se analizaron como base para poder comprender algunos de los efectos observados (Tabla 2). El pH de los suelos del área de estudio resultó ser básico (7,39 – 8,24) y la conductividad eléctrica no refleja salinidad en ninguna de las parcelas. TD presentó valores altos de carbonatos (15,3 - 44,2 %), CIC media y textura mayoritariamente franco-arcillosa. TI tuvo menor porcentaje de carbonatos (13,2 - 22,1 %), CIC media y una textura similar a TD. CH mostró los valores más bajos de carbonatos (1,5 - 9,2 %) y CIC baja en la mayoría de las parcelas, con predominio de textura franco-arenosa. La parcela control de Chelva, con abundante arena (78 %) y pobre en arcilla (10 %), destacó por los valores más bajos en todas las variables analizadas.

Tabla 2. Propiedades fisicoquímicas del suelo de las parcelas de estudio.



Bloque	Trata-	pH**	CE 1:53	CaCO3	CIC	MO	Arena	Limo	Arcilla	Clase textural
miento	(dS m-1)	(%)	(cmolc kg-1)	(%)	(%)	(%)			(%)	
TD1	B152	8,08	0,188	26,53	25,16	19,96	27	37	36	Franco arcillosa
B30	7,95	0,201	15,32	29,76	19,08	29	49	22		Franca
B45	8,10	0,177	26,98	27,85	12,18	24	42	34		Franco arcillosa
C30	8,24	0,160	44,19	25,33	17,20	21	40	39		Franco arcillosa
TI	B15	8,09	0,159	22,08	27,70	16,48	32	40	28	Franca
B30	8,08	0,175	21,42	28,36	21,38	29	41	30		Franco arcillosa
B45	8,15	0,156	19,94	26,91	16,72	33	39	28		Franco arcillosa
C30	8,10	0,176	13,23	29,03	16,04	42	32	26		Franco arcillosa
CH	B15	8,14	0,157	9,17	23,66	14,84	55	21	23	Franco arcillo arenosa
B30	7,78	0,106	2,12	18,06	9,26	71	13	15		Franco arenosa
B45	7,39	0,064	1,56	19,89	7,52	67	19	14		Franco arenosa
C30	7,56	0,045	1,48	13,90	4,94	78	12	10		Franco arenosa

¹TD: Tuéjar derecha; TI: Tuéjar izquierda; CH: Chelva.

²B15: bosque de 15x15 m; B30: bosque de 30x30 m; B45: bosque de 45x45 m; C30: control sin tratar de 30x30 m.

³CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónico; MO: materia orgánica. Los datos proceden de una muestra compuesta salvo la materia orgánica que se ha obtenido haciendo la media de las muestras individuales.

En la Tabla 3 se recogen los valores medios por tratamiento de la humedad gravimétrica, las diferentes fracciones del carbono y la respiración a la humedad de campo y a humedad homogénea. Se observa un mayor contenido de carbono orgánico en los suelos de las parcelas tratadas en comparación con el control, siendo la diferencia significativa en el caso de los bosques B15 y B30; del mismo modo el valor medio del WSOC en los tratamientos es superior al del control, si bien solo en el caso del B30 esta diferencia fue significativa del control (Tabla 3). En el caso de la respiración, aunque los valores, tanto en condiciones de humedad de campo como con el suelo al 60% de su CRA, fueron mayores en los bosques grandes (B30 y B45) que en el control y el bosque pequeño (B15), las diferencias no fueron significativas.

Tabla 3. Valores medios ($\pm$ desviación estándar) de los parámetros analizados en los diferentes tratamientos y el control. n = 9 muestras en B15, n = 13 muestras en B30 y C30, y n = 17 muestras en B45.

	B15	B30	B45	C30			
Hum grav ²			(%)	24,14 $\pm$ 10,18 a	24,00 $\pm$ 11,22 a	19,83 $\pm$ 9,13 a	21,39 $\pm$ 9,25 a
COS (%)	8,54 $\pm$ 2,14 a	8,22 $\pm$ 3,48 a	7,07 $\pm$ 3,02 ab			5,46 $\pm$ 2,67 b	
WSOC	(mg C/ g suelo)	110,58 $\pm$ 76,35 ab	130,30 $\pm$ 70,16 a	102,33 $\pm$ 82,43 ab		78,88 $\pm$ 46,01 b	
Resp	hum campo	(mg C/		kg suelo y día)	12,73 $\pm$ 8,77 a	18,07 $\pm$ 12,04 a	15,26 $\pm$ 8,64 a 14,66 $\pm$ 9,33 a
Resp	60CRA	(mg C/ kg suelo y día)	16,91 $\pm$ 8,52 a	22,43 $\pm$ 8,38 a	22,24 $\pm$ 8,71 a		17,22 $\pm$ 13,63 a

¹B15: bosque de 15x15 m; B30: bosque de 30x30 m; B45: bosque de 45x45 m; C30: control sin tratar de 30x30 m. n = 9 muestras en B15; n = 13 muestras en B30 y C30; n = 17 muestras en B45.

² Hum grav: humedad gravimétrica; COS: carbono orgánico del suelo; WSOC: carbono orgánico soluble en agua; Resp _{hum campo}: respiración del suelo con una humedad equivalente a la capacidad de campo; Resp _{60CRA}: respiración del suelo con una humedad equivalente al 60% de su capacidad de retención.

Letras diferentes en cada fila indican diferencias significativas entre las medias de los tratamientos ($p \leq 0,05$).

Debido a las diferencias entre bloques en propiedades importantes del suelo como textura, carbonatos y CIC, se realizó un análisis de la varianza considerando el bloque como factor con tres niveles (TD, TI, CH), de forma que se pudiera diferenciar en cada uno de ellos el comportamiento de cada una de las variables estudiadas según el tratamiento. El contenido en carbono orgánico del suelo fue similar en los bloques de Tuéjar (TD y TI), siendo los valores medios obtenidos 8,60 $\pm$ 2,57 % para TD y 8,82 $\pm$ 2,29 % para TI. En cambio, el valor medio obtenido en CH

fue significativamente menor ($4,29 \pm 2,07$ %). Analizando esta variable por bloques (Figura 3), en Chelva el carbono orgánico del suelo fue superior en CHB15, siendo 2, 1,6 y 3 veces superior a CHB30, CHB45 y CHC30, respectivamente. En TD los valores obtenidos para los tratamientos fueron similares y aproximadamente 1,5 veces superiores al del control (TDC30). En TI, el carbono orgánico del suelo fue significativamente mayor en TIB30 respecto del resto. Por tanto, el contenido en carbono orgánico del suelo fue mayor en aquellas parcelas tratadas en comparación con las parcelas control.

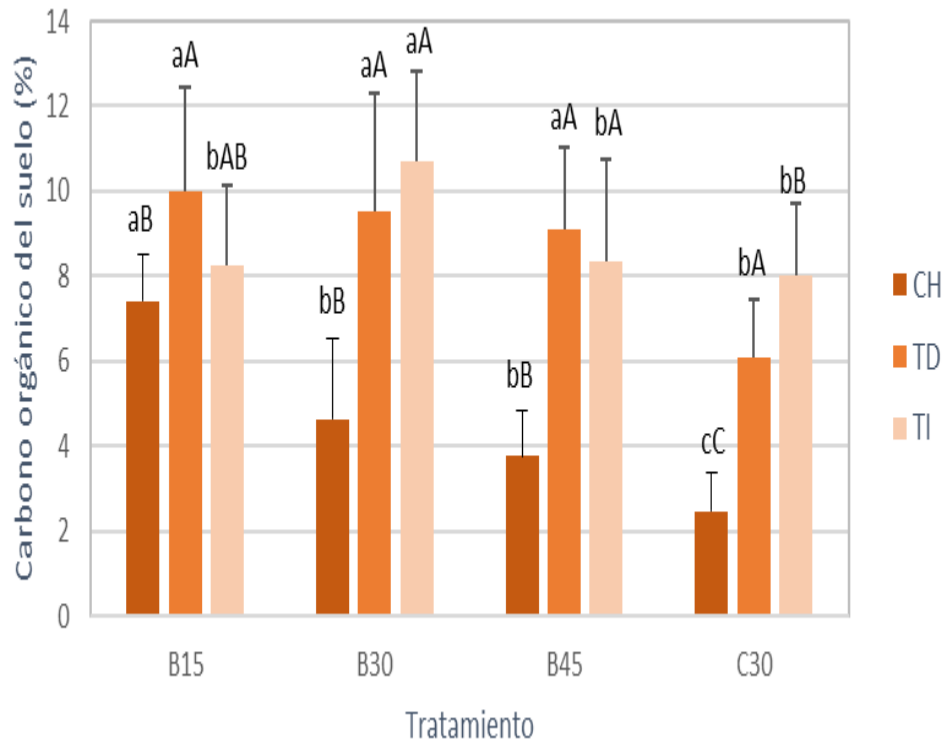


Figura 3. Carbono orgánico del suelo en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque, y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ($P \leq 0,05$).

Las diferencias encontradas entre algunas propiedades fisicoquímicas de los suelos de Tuéjar y de Chelva, se ponen de manifiesto también por la relación entre el contenido de carbono orgánico del suelo y la capacidad de intercambio catiónico (Figura 4), confirmada mediante la matriz de correlación ordinal de Spearman (Tabla 3) donde la correlación entre el COS y la CIC resulta significativa ($p \leq 0,001$).

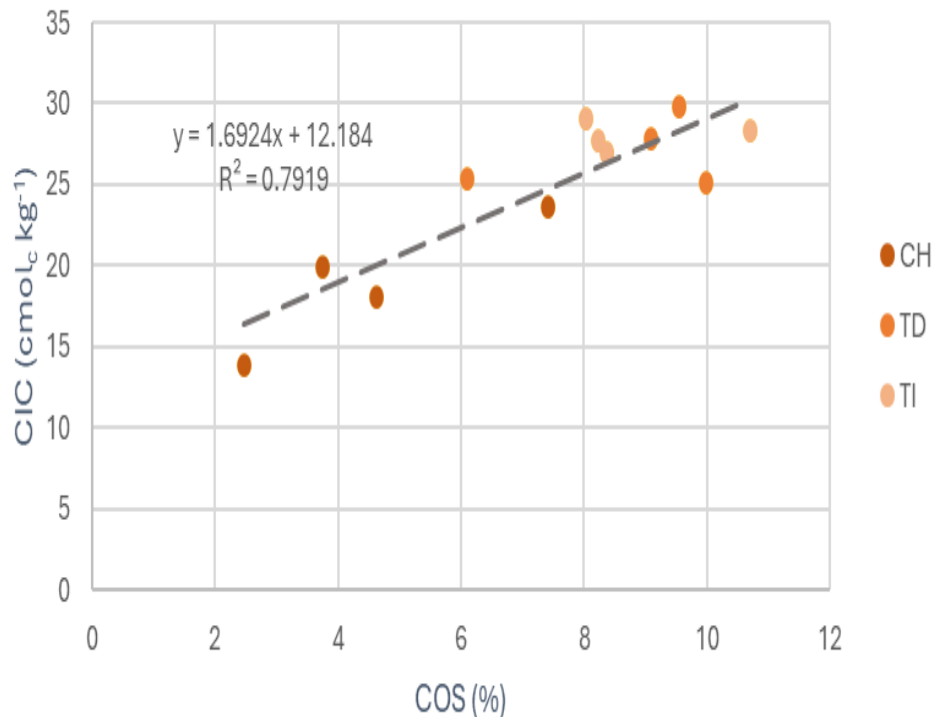


Figura 4. Relación entre la cantidad de carbono orgánico del suelo y la capacidad de intercambio catiónico del suelo obtenida a partir de los valores promedio de cada parcela estudiada.

En lo que respecta al carbono orgánico soluble en agua (WSOC), no se encontraron diferencias significativas entre bloques, siendo los valores medios obtenidos $112,76 \pm 73,31$ mg C/kg de suelo en CH, $128,77 \pm 124,79$ mg C/kg de suelo en TD y $109,04 \pm 90,04$ mg C/kg de suelo en TI. En cambio, sí se obtuvieron diferencias entre tratamientos en cada bloque, pero sin un comportamiento claro, que varió según la zona (TD, TI, CH). En la Figura 5 se aprecia que en CH hay diferencias significativas entre tratamientos, principalmente el valor medio en CHB15 es significativamente superior al control. En lo que respecta a TD, existen diferencias significativas entre todos los tratamientos, siendo TDB45 el tratamiento que obtuvo un valor medio más alto, seguido de TDB30, TDC30 y, por último, TDB15. El valor medio de TDC30 para el WSOC fue aproximadamente 2,4 veces inferior al de TDB45. En cambio, en TI no se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos realizados. Aunque existe una correlación positiva significativa ($p \leq 0,01$) entre el WSOC y el COS (Tabla 4), el coeficiente de correlación no es muy alto (0.278), lo que indicaría que no siempre contenidos altos de carbono orgánico tienen porque llevar asociados altos contenidos de WSOC.

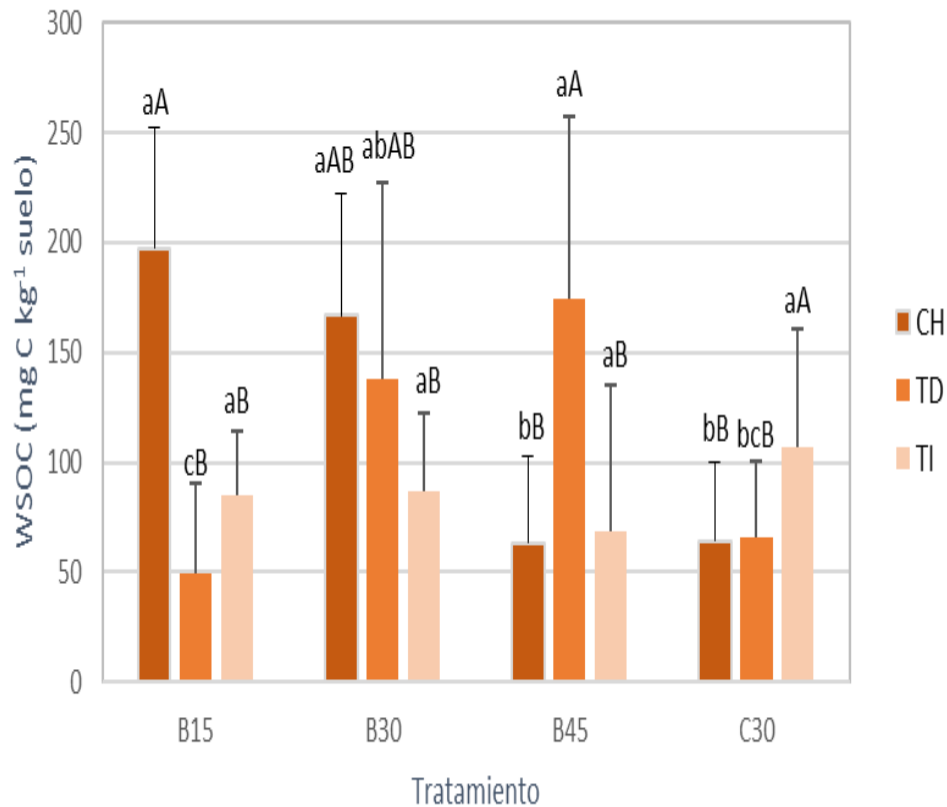


Figura 5. Carbono orgánico soluble en agua del suelo en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ($P \leq 0,05$).

Considerando los valores de humedad por bloques, se observaron diferencias significativas entre ellos. El valor medio de humedad gravimétrica en TD fue de $30,65 \pm 6,82$ % y en TI de $24,54 \pm 5,26$ %, mientras que el valor medio para CH fue significativamente inferior, $10,83 \pm 4,31$ %. Esta diferencia es debida a la distinta textura de los suelos de Tuéjar y Chelva (Tabla 2). Analizando los bloques separadamente (Figura 6), no se observaron diferencias significativas entre los cuatro tratamientos situados en el bloque de CH. En TD, la humedad fue significativamente mayor en B15 que en el control y los valores de TDB30 y TDB45 ligeramente superiores. Sin embargo, en TI, la humedad en TIC30 fue similar a la obtenida en TIB30 y significativamente mayor que en TIB45.

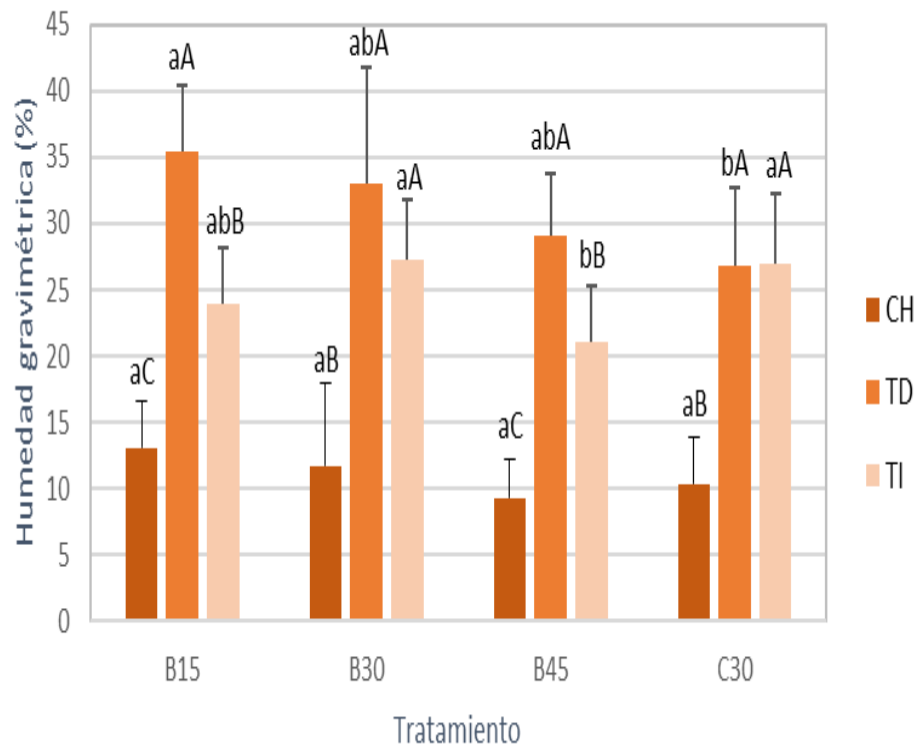


Figura 6. Humedad gravimétrica del suelo en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque, y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ($P \leq 0,05$).

La respiración medida con la humedad del suelo en el momento de la toma de muestras fue similar entre los bloques TD y TI, con unos valores medios de $17,13 \pm 8,32$ y $18,03 \pm 10,41$ mg C-CO₂ kg⁻¹ de suelo día⁻¹, respectivamente. En el caso de CH, el valor medio obtenido fue significativamente menor, siendo $10,97 \pm 9,14$ mg C-CO₂ kg⁻¹ de suelo día⁻¹. El análisis por bloques muestra que tanto en CH como en TI no hubo diferencias significativas en la respiración de las cuatro parcelas (Figura 7). Sin embargo, en TD, fue significativamente mayor en TDB30, siendo similar la respiración para los otros dos tratamientos y el control.

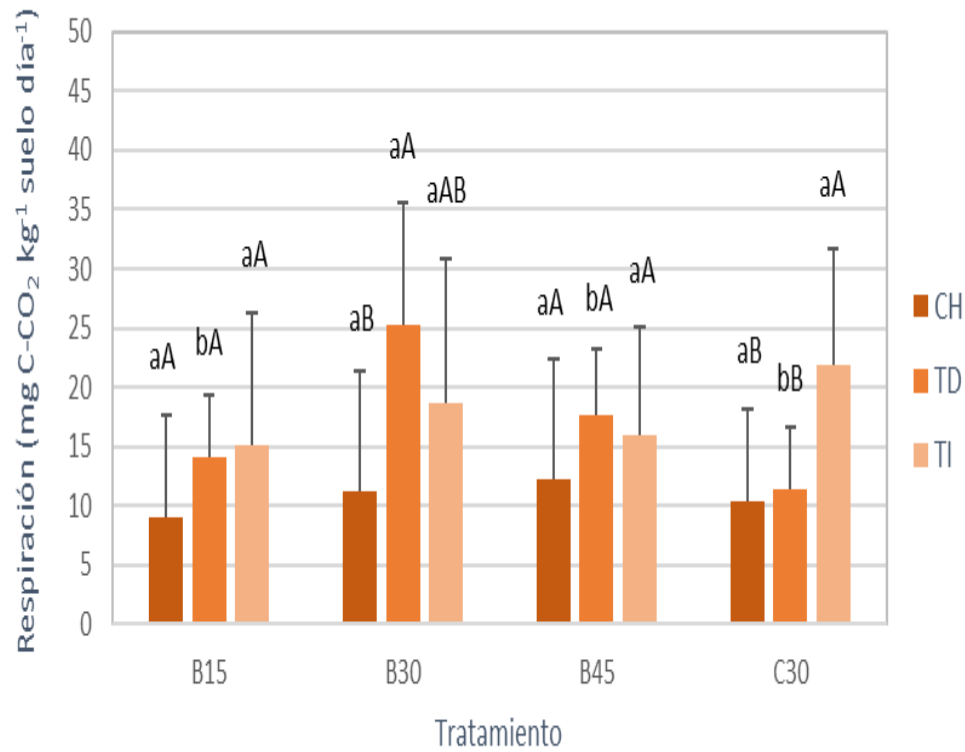


Figura 7. Respiración del suelo incubado con su humedad de campo en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ($P \leq 0,05$).

Se aprecia una mayor respiración en aquellas parcelas que presentan un mayor porcentaje de humedad (Figura 8), que concuerda con lo mostrado en la matriz de correlación ordinal de Sperman (Tabla 4), donde se aprecia una correlación positiva significativa ($p \leq 0,001$) de 0,557 entre el porcentaje de humedad del suelo y la tasa de respiración en muestras incubadas con la humedad de campo.

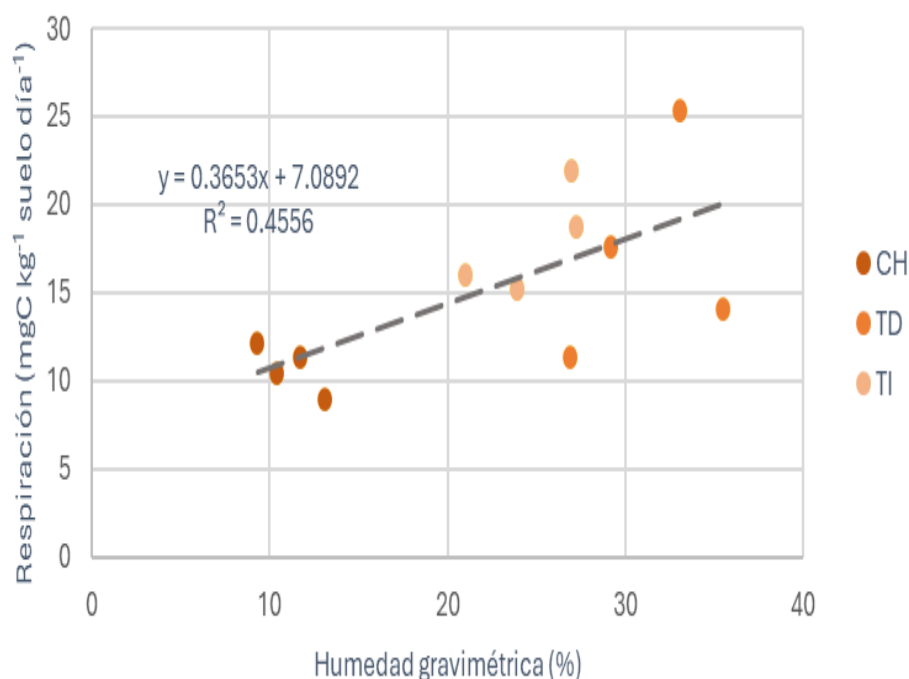


Figura 8. Regresión lineal entre la humedad y la respiración del suelo incubado con su humedad de campo.

La respiración medida en el suelo incubado con una humedad equivalente al 60% de su CRA, produjo mayores tasas de respiración en TI, con un valor medio de $28,82 \pm 11,21$ mg C-CO₂ kg⁻¹ de suelo día⁻¹. Para CH y TD las tasas de respiración fueron similares, $16,21 \pm 7,62$ y $17,09 \pm 8,13$ mg C-CO₂ kg⁻¹ de suelo día⁻¹, respectivamente. Analizando el efecto del tratamiento para cada bloque (Figura 9), se observa que en CH la respiración fue mayor en las parcelas tratadas, principalmente en el tratamiento B30, donde es 1,7 veces superior al valor medio del control. Así mismo, en TD el valor medio de la respiración en el B30 fue significativamente superior al resto de tratamientos, seguido del B45, B15 y, por último, el C30. En este caso, la tasa media de respiración del B30 fue 2 veces mayor que la del control. Sin embargo, esto no se observó en TI, donde no se aprecian diferencias significativas entre tratamientos. En este bloque el valor más alto de tasa respiratoria correspondió al tratamiento B45, seguido de C30, B30 y B15.

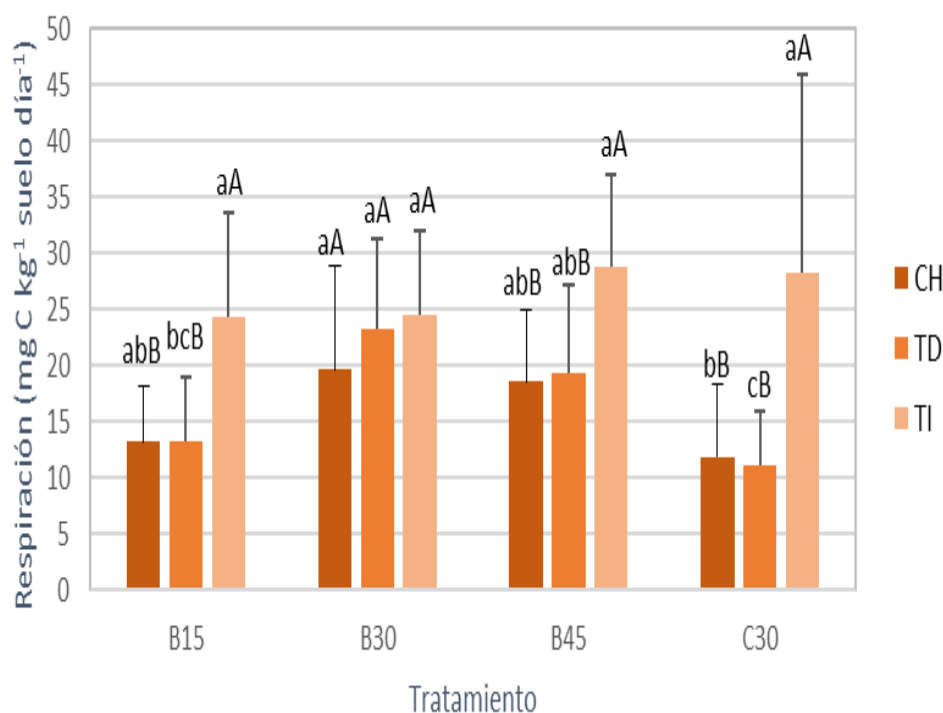


Figura 9. Respiración del suelo incubado con una humedad del 60% de la CRA en las diferentes parcelas estudiadas. Diferentes letras minúsculas indican diferencias significativas entre tratamientos dentro de un mismo bloque y diferentes letras mayúsculas indican diferencias entre bloques para un mismo tratamiento, de acuerdo con el test de Tukey HSD ($P \leq 0,05$).

Tabla 4. Matriz de correlación de Spearman de las variables analizadas en este estudio. $n=151-156$ para todas las variables excepto para la CIC y la arcilla ($n=12$), cuyo valor se ha generalizado para todas las muestras pertenecientes a una misma parcela a partir de la caracterización general del suelo. Significancia de las correlaciones: ns: no significativa, * $P \leq 0,05$, ** $P \leq 0,01$, *** $P \leq 0,001$.

Humgrav	COS	WSOC	Respcampo	Resp60CRA	CIC	
COS			0,729***			
WSOC	ns			0,278**		
Resp	campo	0,557***	0,545***		0,300***	
Resp	60CRA	ns	0,430***	0,227**	0,573***	
CIC	0,682***	0,672***	0,205*	0,456***	0,385***	
Arcilla	0,667***	0,546***	ns	0,168*	ns	0,442***

^a Hum_{grav}: humedad gravimétrica; COS: carbono orgánico del suelo; WSOC: carbono orgánico soluble en agua; Resp_{campo}: respiración del suelo con la humedad de campo; Resp_{60CRA}: respiración del suelo humedecido al 60% de su capacidad de retención de agua; CIC: capacidad de intercambio catiónico.



5. Discusión

Los resultados obtenidos en este estudio subrayan la importancia de considerar los efectos a largo plazo de las prácticas de gestión forestal, como las entresacas por bosquetes, en las propiedades edáficas. Aunque estas prácticas fueron implementadas hace más de dos décadas, hay evidencias de sus implicaciones en el sustento edáfico y en la dinámica del suelo. A pesar de las diferencias entre bloques, especialmente en relación con la textura, el contenido de humedad y otras propiedades químicas del suelo, se refleja la interacción entre los tratamientos aplicados, las características intrínsecas del suelo y las condiciones microclimáticas.

La caracterización general de los suelos permitió identificar variaciones relevantes entre los bloques. En particular, los suelos de Chelva presentaron menores valores de carbonatos, CIC y contenido de carbono orgánico del suelo (COS), junto con texturas más arenosas, lo que se tradujo en una menor capacidad de retención de agua y, por tanto, valores de humedad más bajos. En contraste, los bloques de Tuéjar (izquierda y derecha) mostraron características edáficas más favorables, con texturas franco-arcillosas y mayores valores de CIC y COS, especialmente en parcelas tratadas. Estas diferencias coinciden con estudios previos que destacan cómo la textura y el contenido de materia orgánica influyen en la retención de humedad y la fertilidad del suelo (THIERS et al., 2014; FAO, 2017).

No existe un consenso respecto a la influencia de los tratamientos selvícolas sobre las propiedades biológicas del suelo ya que, tal y como constatan Zhang et al. (2018), la respuesta de las reservas y la dinámica del COS al aclareo y otras técnicas, en algunos estudios se reportan efectos positivos, mientras que en otros no encontraron influencia o incluso los efectos fueron negativos. En este caso, el contenido de COS, un indicador clave de la fertilidad y la estabilidad del suelo (FAO, 2017), fue significativamente mayor en las parcelas tratadas en comparación con las parcelas control en Chelva y Tuéjar derecha. Esto podría relacionarse con la regeneración del estrato arbustivo (Tabla 1), que ha podido compensar parcialmente la pérdida de cobertura arbórea mediante el aporte de hojarasca y exudados radiculares, los cuales al mineralizarse contribuyen a renovar las diferentes fracciones de carbono orgánico (PASCUAL et al., 2000; ZHANG et al., 2018). El ligero aumento del COS en los tratamientos en comparación con el control, concuerdan en cierto modo con otros estudios como el de Chen et al. (2016), donde tras siete años de un aclareo sin retención de los residuos el COS aumentó. Sin embargo, en Tuéjar izquierda, el COS en el control fue similar al de las parcelas tratadas, lo que sugiere que la influencia de los tratamientos puede variar dependiendo de las condiciones específicas del sitio y la cobertura vegetal. De acuerdo con Xu et al. (2022), los tratamientos forestales en general tienen un efecto significativo en los depósitos de carbono orgánico del suelo (COS) debido a los cambios que causan en el microclima del suelo, los aportes de material orgánico y, con ello, la afección al metabolismo microbiano. Sin embargo, la heterogeneidad del estado de recuperación y de las condiciones microclimáticas generan incertidumbre sobre estos efectos. Comparando los resultados obtenidos para B30 con los del estudio realizado en 2009 y 2010 por Lull et al. (2023) se observa un aumento significativo del COS en los tres bloques estudiados.

El aumento del COS contribuyó a una mayor capacidad de intercambio catiónico, lo cual contribuye a una mayor capacidad de retención de nutrientes (FAO, 2017). Su correlación positiva observada en este estudio (Tabla 4) refuerza la importancia



de conservar y aumentar el contenido de carbono en el suelo a través de su gestión para garantizar la sostenibilidad de la fertilidad edáfica.

Por otra parte, en lo que respecta al carbono orgánico soluble en agua (WSOC), al ser la forma más lábil, móvil y reactiva del carbono orgánico del suelo y, por tanto, disponible para los microorganismos, refleja la reserva de nutrientes a corto plazo y sirve como índice de movimiento físico o transformación química del COS (SCAGLIA y ADANI, 2009; MA et al., 2018). Los resultados obtenidos mostraron una variabilidad considerable entre parcelas y bloques, sin una tendencia clara asociada a los tratamientos. Esto sugiere que su dinámica está influida no solo por los aportes orgánicos dependientes de las características de la cubierta vegetal que se haya desarrollado tras el tratamiento (calidad del mantillo), sino también por factores microclimáticos (LIDÓN et al., 2008; MA et al., 2018). Ello viene corroborado por la baja correlación positiva encontrada entre la fracción lábil del carbono y el carbono orgánico del suelo, lo que indicaría la influencia de otros factores abióticos como la temperatura y la precipitación.

En cuanto a la actividad microbiana, medida a través de la tasa de respiración del suelo, los valores obtenidos fueron similares en Tuéjar (izquierda y derecha) y significativamente inferiores en Chelva, reflejando las diferencias de humedad existentes entre bloques. Estos resultados, junto con la correlación positiva observada con la humedad del suelo (Tabla 4, Figura 8), confirman que esta variable juega un papel central en la dinámica microbiana (XUE et al., 2017; WU et al., 2019). Analizando detalladamente por bloques, no se aprecia una tendencia clara en lo que respecta a la respiración de los microorganismos del suelo. Realmente no existe un consenso sobre la influencia en la comunidad microbiana del suelo debida a aclareos u otros tratamientos forestales, ya que se han mostrado tanto efectos negativos como positivos y neutros (WU et al., 2019). La relación significativa entre la humedad del suelo y la respiración microbiana subraya la necesidad de incluir la humedad como un componente clave en el estudio del efecto de las intervenciones de gestión forestal (XUE et al., 2017). El efecto de los tratamientos sobre la respiración del suelo se puso de manifiesto al incubar en condiciones similares de humedad. Tanto en Chelva como en Tuéjar derecha las tasas de respiración fueron significativamente mayores en las parcelas tratadas, con clara influencia del tamaño de bosque, resultando el de 30x30 m el de mayor actividad microbiana. Sin embargo, esto no se observó en Tuéjar izquierda, donde no se aprecian diferencias significativas entre tratamientos y control. Aun así, la mayor respiración en el B30 confirmaría que el tamaño de este bosque podría ser el adecuado desde el punto de vista de la actividad microbiana, proporcionando las condiciones microclimáticas adecuadas para la regeneración del pino carrasco y el desarrollo del matorral, lo que asegura un aporte orgánico diverso al suelo.

Aunque no existe un consenso respecto a la influencia de este tipo de tratamientos sobre las propiedades del suelo, tal y como se constata en meta análisis realizados a tal efecto (ZHANG et al., 2018), el hecho de que transcurridos 25 años de los tratamientos, en general, las propiedades biológicas de los suelos de las parcelas tratadas mejoraran con respecto a las parcelas no intervenidas, mostraría que este tipo de tratamiento selvícola puede ser de interés en el área mediterránea de cara a mantener o mejorar la calidad biológica del suelo.

6. Conclusiones

Para llevar a cabo una gestión forestal sostenible, es necesario que las prácticas a



implantar se realicen tomando en consideración criterios de conservación del conjunto del ecosistema, con especial atención al suelo, dada su trascendencia en la capacidad productiva del ecosistema forestal y su labor en el secuestro del carbono.

Aunque la comparación de las propiedades analizadas entre tratamientos se ve dificultada por la alta heterogeneidad espacial que presentan los suelos forestales, se ha encontrado una mejora de la calidad del suelo relacionada con el aumento del contenido en carbono orgánico. En promedio, se ha constatado un mayor contenido de carbono orgánico en las parcelas donde se hizo la entresaca por bosquetes, respecto de las no intervenidas, que lleva aparejado un aumento de la capacidad de intercambio catiónico.

El carbono orgánico soluble en agua y la respiración medida con la humedad de campo no se vieron afectados negativamente por los tratamientos. Sin embargo, la respiración medida en los suelos incubados con una humedad equivalente al 60% de su capacidad de retención fue mayor en los tratamientos que en el control, obteniéndose para dos de los tres bloques una mayor tasa de respiración en el bosque de tamaño intermedio.

Transcurridos 25 años desde los tratamientos, las propiedades evaluadas no solo no se han visto afectadas negativamente, sino que, en el caso del carbono orgánico del suelo han propiciado una mejoría. Por todo esto, la entresaca por bosquetes se propone como una buena opción a la hora de gestionar las masas forestales de manera sostenible desde el punto de vista de la conservación del suelo en el área mediterránea.

7. Agradecimientos

Los autores agradecen a Ángel Catalán y Yanett Chumbimune por su ayuda en las tareas de recogida de muestras, y a Joana Oliver por su ayuda en el trabajo de laboratorio. A la Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente de la GVA por permitirnos el seguimiento de las parcelas experimentales establecidas hace 25 años en el marco del proyecto “I + D en relación con la restauración de la cubierta vegetal y otros aspectos de investigación forestal”.

8. Bibliografía

ABELLANAS, B.; 2009. La selvicultura: herramienta básica de gestión de los montes. *Ambienta: La revista del Ministerio de Medio Ambiente*, ISSN 1577-9491, Nº. 87, 2009: 25-34.

AGENCIA ESTATAL DE METEOROLOGÍA (AEMET); (s.f.). AEMET OpenData. Recuperado de <https://opendata.aemet.es/centrodedescargas/inicio>

ARRIGO, N. M.; JIMÉNEZ, M. DE LA P.; EFFRON, D.; DEFRIERI, R.; 2002. Carbono de respiración de un suelo forestal y su relación con la calidad de la hojarasca. *Agricultura Técnica*, 62(2). <https://doi.org/10.4067/s0365-28072002000200015>

BAENA, C. W.; ANDRÉS-ABELLÁN, M.; LUCAS-BORJA, M. E.; MARTÍNEZ-GARCÍA, E.; GARCÍA-MOROTE, F. A.; RUBIO, E.; LÓPEZ-SERRANO, F. R.; 2013. Thinning and recovery effects on soil properties in two sites of a Mediterranean forest, in Cuenca Mountain (South-eastern of Spain). *Forest ecology and management*, 308: 223-230.

BAGNATO, S.; MARZILIANO, P. A.; MUSCOLO, A.; SIDARI, M.; MALLAMACI, C.; MARRA, F.; 2021. Effects of gap size and cardinal directions on natural regeneration, growth dynamics of trees outside the gaps and soil properties in european beech forests of southern italy. *Forests*,



12(11).<https://doi.org/10.3390/f12111563>

BORIE, G.; AGUILERA, S.M.; PEIRANO, P.; 1999. Actividad biológica en suelos. *Frontera Agrícola*.5: 29-32.

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.<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.05.016>

CHENG, X.; KANG, F.; HAN, H.; LIU, H.; ZHANG, Y; 2015. Effect of thinning on partitioned soil respiration in a young *Pinus tabulaeformis* plantation during growing season. *Agricultural and Forest Meteorology*, 214: 473-482.

COATES, K. D.; 2002. Tree recruitment in gaps of various size, clearcuts and undisturbed mixed forest of interior British Columbia, Canada. *Forest ecology and management*, 155(1-3): 387-398.

CURRAS, R.; 1995. Historia de las repoblaciones forestales en la Comunidad Valenciana. *Plan de reforestación de la Comunidad Valenciana 1994-1999*. Conselleria de Medio Ambiente.Generalitat Valenciana (ed.): 25-36.

DIXON, R. K.; SOLOMON, A. M.; BROWN, S.; HOUGHTON, R. A.; TREXIER, M. C.; WISNIEWSKI, J.; 1994. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263(5144): 185-190.

FAO; 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Informes sobre recursos mundiales de suelos 96. Roma, 83.

FAO; 2017. Carbono Orgánico del Suelo: el potencial oculto. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. Roma, Italia.

GALIANA, F.; PÉREZ R.; REYNA, S.; SANCHÓ, J.; PRATS, G.; GONZÁLEZ, E; 2001. Efectos sobre la diversidad y estructura de la Vegetación de tratamientos selvícolas por cortas finales en pinares de *Pinus halepensis*. En: Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente Ed. Actas del III Congreso Nacional Forestal. Granada.

GALIANA GALÁN, F.; PALACIO SANTA ROSALÍA, A.; LIDÓN CEREZUELA, A.; MARTÍNEZ CAMPOS, F.; TORTAJADA CHACÓN, L.; BAUTISTA CARRASCOSA, I.; LULL NOGUERA, C.; 2017. “Evolución de la estructura de la vegetación y la regeneración del pinar en un tratamiento selvícola experimental en Tuéjar (Valencia)”. En 7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL. *Gestión de monte: servicios ambientales y bioeconomía*. Sociedad Española de Ciencias Forestales. Plasencia: Sociedad Española de Ciencias Forestales. Disponible en https://secforestales.org/publicaciones/index.php/congresos_forestales/article/view/19338

GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F.; 1990. Consideraciones ecológico-políticas acerca de la conservación y regeneración de la cubierta vegetal en España. *Ecología*, Fuera de Serie 1: 439-445.

GVA.; s.f. *EL TERRITORIO FORESTAL DE LA COMUNITAT VALENCIANA*. Recuperado el 4 de abril de 2024, de Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Infraestructures i Territori: <https://mediambient.gva.es/es/web/medio-natural/el-territorio-forestal-de-la-comunitat-valenciana>

GVA.; 1995. Mapa de Suelos de la Comunidad Valenciana. Chelva (666). Proyecto LUCDEME (ICONA), Centro de Investigaciones sobre Desertificación y Conselleria



d'Agricultura i Medi Ambient.Generalitat Valenciana. Valencia

HAMMOND, M. E.; POKORNÝ, R.; 2020. Effects of gap size on natural regeneration and micro-environmental soil conditions in European beech (*Fagus sylvatica* L.) and norway spruce (*picea abies* (L.) karst) dominated mixed forest. *Plant, Soil and Environment*, 66(12).<https://doi.org/10.17221/397/2020-PSE>

HERMOSO, J.; 2017. Calidad de planta de *Pinus halepensis* Mill. En repoblaciones forestales en la provincia de Valencia. Definición y contraste de los estándares de calidad de planta. Tesis. UCOPress. Córdoba.

KOVÁCS, B.; TINYA, F.; NÉMETH, C.; ÓDOR, P.; 2020. Unfolding the effects of different forestry treatments on microclimate in oak forests: results of a 4-yr experiment.*Ecological Applications*, 30(2).<https://doi.org/10.1002/eap.2043>

LADO, L.; 2010. *Efecto de tratamientos selvícolas sobre la temperatura y la humedad del suelo en parcelas de pino carrasco*. Trabajo Final de Máster. Valencia: Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia.

LADO, L.; 2015. Efecto de tratamientos selvícolas de diferente intensidad sobre el microclima del suelo y los ciclos de nutrientes de un bosque de pino carrasco [Tesis doctoral no publicada]. Universidad Politécnica de Valencia.<https://doi.org/10.4995/Thesis/10251/59417>

LADO-MONSERRAT, L.; LIDÓN, A.; BAUTISTA, I.; 2015. Erratum to: Litterfall, litter decomposition and associated nutrient fluxes in *Pinus halepensis*: influence of tree removal intensity in a Mediterranean forest. *European Journal of Forest Research*. 135: 203-214.<https://doi.org/10.1007/s10342-015-0893-z>

LEE, S. H.; KIM, S.; KIM, H. J.; 2018. Effects of thinning intensity on understory vegetation in *Chamaecyparis obtusa* stands in South Korea.*Forest Science and Technology*, 14(1).<https://doi.org/10.1080/21580103.2017.1409661>

LIDÓN, A.L.; LADO, L.; LLINARES, J.V.; BAUTISTA, I.; GALIANA, F.; 2008. Efectos de diferentes tratamientos selvícolas sobre la temperatura del suelo en un pinar de carrasco. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 25: 261-266.

LLORCA, R.; 1991. Prácticas de Edafología. Departamento de Química ETSIAM, UPV 93.672, Valencia.

LULL, C.; BAUTISTA, I.; LADO, L.; LASALA, I.; LIDÓN, A. L.; LLINARES, J. V.; 2010. Efecto de tratamientos selvícolas de aclareo sobre las propiedades biológicas y bioquímicas del suelo en un bosque de pinar en Chelva (Valencia). *IV Congreso Ibérico de la Ciencia del Suelo: Suelos: funciones y manejo: libro de actas*: 1172-1184.

LULL, C.; GIL-ORTIZ, R.; BAUTISTA, I.; LIDÓN, A.; 2023. Seasonal Variation and Soil Texture-Related Thinning Effects on Soil Microbial and Enzymatic Properties in a Semi-Arid Pine Forest. *Forests*, 14(8).<https://doi.org/10.3390/f14081674>

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.

MOLINA, A. J.; GONZÁLEZ-SANCHIS, M.; BIEL, C.; DEL CAMPO, A. D.; 2021. Ecohydrological turnover in overstocked Aleppo pine plantations: Does the effect of thinning, in relation to water, persist at the mid-term? *Forest Ecology and Management*, 483.<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118781>

MOLINA, A. J.; BAUTISTA, I.; LULL, C.; DEL CAMPO, A.; GONZÁLEZ-SANCHIS, M.;



LIDÓN, A.; 2022. Effects of Thinning Intensity on Forest Floor and Soil Biochemical Properties in an Aleppo Pine Plantation after 13 Years: Quantity but Also Quality Matters. *Forests*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/f13020255>

NAVARRO, F.B.; ROMERO-FREIRE, A.; DEL CASTILLO, T.; FORONDA, A.; JIMÉNEZ, M.N.; RIPOLL, M.A.; SÁNCHEZ-MIRANDA, A.; HUNTSINGER, L.; FERNÁNDEZ-ONDOÑO, E.; 2013. Effects of thinning on litterfall were found after years in a *Pinus halepensis* afforestation area at tree and stand levels. *Ecol. Manag.*, 289: 354–362.

NAVE, L. E.; VANCE, E. D.; SWANSTON, C. W.; CURTIS, P. S.; 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management* (Vol. 259, Issue 5). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.12.009>

NOORMETS, A.; EPRON, D.; DOMECH, J.C.; MCNULTY, S.G.; FOX, T.; SUN, G.; KING, J.S.; 2015. Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis. *Ecol. Manag.* 355: 124–140.

ORMAN, O.; WRZESIŃSKI, P.; DOBROWOLSKA, D.; SZEWCZYK, J.; 2021. Regeneration growth and crown architecture of European beech and silver fir depend on gap characteristics and light gradient in the mixed montane old-growth stands. *Forest Ecology and Management*, 482, 118866.

PASCUAL, J. A.; GARCIA, C.; HERNANDEZ, T.; MORENO, J. L.; ROS, M.; 2000. Soil microbial activity as a biomarker of degradation and remediation processes. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(13): 1877–1883. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00161-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00161-9)

PATFOR; 2013. *Memoria del Plan de Acción Territorial Forestal de la Comunidad Valenciana*. Conselleria de Infraestructuras, Territorio y Medio Ambiente. Generalitat Valenciana. Valencia.

PRESCOTT, CE.; 1997. Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *Ecol. Manage.* 95: 253-260.

RAHMAN, S.; ALI, A.; RAIHAN, A.; 2022. Soil Carbon Sequestration in Agroforestry Systems as a Mitigation Strategy of Climate Change: A Case Study from Dinajpur, Bangladesh. *Advances in Environmental and Engineering Research*, 03(04). <https://doi.org/10.21926/aeer.2204056>

RIVAS-MARTÍNEZ, S.; 1987. Memoria del mapa de series de vegetación de España. 1:400000. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. ICONA. Madrid.

SÁENZ, C.; 1984. ¿Por qué arden nuestros bosques? *Quercus* 15: 48.

SANTANA, V. M.; ALLOZA, J. A.; BAEZA, M. J.; MOGHILI, A.; MORCILLO, L.; RODRÍGUEZ, E.; VALLEJO, V. R.; 2022. Elección de especies y tratamientos de gestión para aumentar la resiliencia en pinares de pino carrasco. Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo. Valencia.

SARDANS, J.; PEÑUELAS, J.; 2013. Plant-soil interactions in Mediterranean forest and shrublands: Impacts of climatic change. *Plant Soil* 365: 1–33.

SCAGLIA, B.; ADANI, F.; 2009. Biodegradability of soil water soluble organic carbon extracted from seven different soils. *J. Environ. Sci.* 21(5): 641–646. <https://doi.org/>

SERRADA, R.; 2011. *Apuntes de Selvicultura*. Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Universitaria de Ingeniería Técnica Forestal. Madrid: Fundación Conde del Valle de Salazar.



- SPARKS, D. L.; 2003. Environmental Soil Chemistry: An Overview. *Environmental Soil Chemistry*, 1–42. <https://doi.org/10.1016/B978-012656446-4/50001-3>
- TAO, S.; LIN, B.; 2000. Water soluble organic carbon and its measurement in soil and sediment. *Water Research*, 34(5): 1751-1755.
- THIERS, O.; REYES, J.; GERDING, V.; SCHLATTER, J.E.; 2014. Suelos en ecosistemas forestales. En Donoso C, ME González, A Lara eds. *Ecología forestal. Bases para el manejo sustentable y conservación de los bosques nativos de Chile*. Ediciones UACH. 133-178. Valdivia, Chile.
- VALLADARES, F.; 2004. *Ecología del bosque Mediterráneo en un mundo cambiante*. Ministerio de Medio Ambiente. Organismo Autónomo de Parques Nacionales. Madrid.
- 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 science*, 37(1): 29-38.
- WICKLEIN, H.F.; CHRISTOPHER, D.; CARTER, M.E.; SMITH, B.H.; 2012. Edge effects on sapling characteristics and microclimate in a small temperate Deciduous Forest Fragment. *Nat. Area J.* 32: 110–116. <https://doi.org/10.3375/043.032.0113>
- WU, R.; CHENG, X.; HAN, H.; 2019. The effect of forest thinning on soil microbial community structure and function. *Forests*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/f10040352>
- XIA, X. U.; XIAOLI, C.; YAN, Z.; YIQI, L. U. O.; HONGHUA, R.; JIASHE, W.; 2010. Variation of soil labile organic carbon pools along an elevational gradient in the Wuyi Mountains, China. *Journal of resources and ecology*, 1(4): 368-374.
- XU, M.; LIU, H.; ZHANG, Q.; ZHANG, Z.; REN, C.; FENG, Y.; YANG, G.; HAN, X.; ZHANG, W.; 2022. Effect of forest thinning on soil organic carbon stocks from the perspective of carbon-degrading enzymes. *Catena*, 218, id. 106560.
- XUE, R.; SHEN, Y.; MARSCHNER, P.; 2017. Soil water content during and after plant growth influence nutrient availability and microbial biomass. *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, 17: 702–715.
- YAKOVCHENKO, V. P.; SIKORA, L. J.; 1998. Modified dichromate method for determining low concentrations of extractable organic carbon in soil. *Communications in soil science and plant analysis*, 29(3-4): 421-433.
- ZAMORA, R.; 2002. La restauración ecológica, una asignatura pendiente. *Ecosistemas* 11: (Enero-Abril).
- 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 Ecology and Management*, 429. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.06.027>