

SECUESTRO DE CARBONO EN SUELOS DE MEDIA MONTAÑA MEDITERRÁNEA MEDIANTE LA ESTRATEGIA DE DESBROCE DE MATORRAL

MELANI CORTIJOS LÓPEZ ([id](#))¹
PEDRO SÁNCHEZ NAVARRETE ([id](#))¹
INÉS DE LA PARRA MUÑOZ ([id](#))¹
TEODORO LASANTA ([id](#))¹
ESTELA NADAL ROMERO ([id](#))¹

¹Instituto Pirenaico de Ecología, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (IPE-CSIC). Campus De Aula Dei.
50080 Zaragoza

Autora de correspondencia: melani@ipe.csic.es

Resumen. El almacenamiento de carbono orgánico en el suelo (SOC) está muy condicionado por los usos y cubiertas del suelo (LULC). En la media montaña mediterránea los matorrales constituyen frecuentemente la matriz del paisaje, como consecuencia del abandono de tierras a lo largo del siglo XX. La matorralización del territorio implica algunos diservicios ecológicos como la pérdida de pastos y el incremento de los incendios forestales. Para combatirlos, el gobierno de La Rioja regenera pastizales a partir del desbroce de matorrales desde 1986. El objetivo de este estudio es estimar el contenido de SOC en cinco LULC: (i) matorrales, (ii) pastizales jóvenes, (iii) pastizales de mediana edad, (iv) pastizales antiguos, y (v) pastos control. Para ello se tomaron 168 muestras de suelo a cuatro profundidades: <10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm y 30-40 cm. Los resultados muestran que: (i) el desbroce de matorrales incrementa el SOC, alcanzándose los valores más altos en los pastos de desbroce antiguo; (ii) los mayores contenidos de SOC se registran en la capa superior del suelo (0-10 cm), disminuyendo en profundidad. Se discute sobre los beneficios de los pastizales para la gestión de la montaña mediterránea.

Palabras clave: carbono orgánico de suelo, tierras abandonadas, pastizales de montaña, cambios de usos del suelo, Sistema Ibérico (España).

SOIL CARBON STOCKS IN MEDITERRANEAN MID-MOUNTAINS THROUGH SHRUB CLEARING

Abstract. Soil organic carbon (SOC) storage is strongly conditioned by land uses and land covers (LULC). In the Mediterranean mid-mountains, shrubland often forms the matrix of the landscape, as a consequence of land abandonment during the 20th century. The shrub encroachment of the territory implies some ecological disservices such as the loss of pastures and the increase of wildfires. To combat these, the Regional Government of La Rioja has been regenerating pastures by shrub clearing practices since 1986. The aim of this study is to estimate the SOC content in five LULC: (i) shrubland, (ii) young pasture, (iii) middle-aged pasture, (iv) old pasture, and (v) control pasture. For this purpose, 168 soil samples were taken at four depths: <10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm and 30-40 cm. The results show that: (i) shrub clearing increases SOC, with the highest values being reached in the old pastures; (ii) the highest SOC contents are recorded in the top soil layer (0-10 cm), decreasing in depth. The benefits of pastures for Mediterranean mid-mountain management are discussed.

Keywords: soil organic carbon, abandoned lands, mountain pastures, land use changes, Iberian System (Spain).

1. INTRODUCCIÓN

El incremento de los gases de efecto invernadero, entre los que se incluye el CO₂, por actividades antropogénicas se considera la causa fundamental del cambio climático (IPCC, 2021). La concentración de dióxido de carbono (CO₂) se ha incrementado en 100 ppm entre 1960 y 2020, y los escenarios futuros muestran que seguirá incrementándose (IPCC, 2021). Hay un gran interés en minimizar la cantidad de CO₂ en la atmósfera, así como la de otros gases de efecto invernadero, para mitigar los riesgos del calentamiento global (Lal, 2008). Existen tres estrategias para reducir las emisiones de CO₂ y mitigar el cambio climático (Schrag, 2007; Lal, 2008): i) la reducción del consumo mundial de energía, ii) el desarrollo de combustibles bajos en carbono o sin carbono, y iii) secuestrar el CO₂ de la atmósfera a través de soluciones naturales y/o de ingeniería.

Los suelos son un excelente almacén de carbono; se estima que contienen aproximadamente 1500 Pg de carbono orgánico, dos veces la cantidad de carbono almacenado en la atmósfera y, aproximadamente, tres veces el carbono (C) almacenado en la cubierta vegetal (Lal, 2004). Ahora bien, los usos y cubiertas del suelo, y sus cambios, determinan las reservas de carbono orgánico en el suelo (SOC) (Gabarrón-Galeote *et al.*, 2015).

En la media montaña mediterránea europea se asiste, desde mediados del siglo XX, a la revegetación espontánea (matorrales y bosques de sucesión) de muchas laderas a expensas de hábitats abiertos. Este proceso fue desencadenado por la despoblación y el cese de las actividades primarias, especialmente el abandono de campos de cultivo y de áreas pastorales, acompañado por el cese de tareas de mantenimiento de paisajes y conservación de suelos (Brachetti *et al.*, 2012; Lasanta *et al.*, 2021). El efecto más importante es el desarrollo de un proceso de revegetación natural o sucesión secundaria, con destacadas implicaciones en el SOC. Algunos estudios han abordado los cambios de SOC durante el proceso de revegetación (Novara *et al.*, 2013; Nadal-Romero *et al.*, 2018). En general, los resultados muestran una ganancia neta de almacenamiento de SOC después del abandono de tierras debido al aumento de la materia orgánica, tanto en la superficie como en las capas más profundas del suelo (Guo y Gifford, 2002). A resultados parecidos llegan Lasanta *et al.* (2020) en el Valle del Leza (Sistema Ibérico, La Rioja), donde comprobaron que la sucesión vegetal implica el incremento del secuestro de carbono orgánico en el suelo, pasando de 60 Mg ha⁻¹ en pastos correspondientes a la primera fase de sucesión vegetal a 107 Mg ha⁻¹ en bosques jóvenes. No obstante, la literatura científica pone de manifiesto que los pastizales tienen gran capacidad para secuestrar carbono, especialmente en las capas superficiales del suelo, por la abundante biomasa radicular (García-Pausas *et al.*, 2017; Nadal-Romero *et al.*, 2021; Antony *et al.*, 2022).

Para aportar información sobre esta cuestión nos planteamos como objetivos en este trabajo: (i) cuantificar el SOC en pastizales de diferente edad, procedentes del desbroce de matorrales en el Valle del Leza (Sistema Ibérico, La Rioja); (ii) comparar el SOC de dichos pastizales con el de matorrales de sucesión y pastos muy antiguos. La cuestión tiene trascendencia porque la administración regional desbroza matorrales desde 1986 para regenerar pastos, y con ello favorecer a la ganadería extensiva y disminuir la incidencia de incendios forestales (Lasanta-Martínez *et al.*, 2013).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

El estudio se ha realizado en el Valle del Leza. Ocupa una superficie de 297,8 Km² con una población de 601 habitantes en 2022, que se distribuyen por 12 municipios. Es un valle muy representativo de la media montaña mediterránea, por sus altitudes comprendidas entre 600 y 1800 m s.n.m., y por su uso muy intensivo en el pasado y extensivo desde mediados del siglo XX. Su territorio se utilizó masivamente desde la Edad Media con aprovechamiento agropecuario. Desde el siglo XII se deforestaron muchas laderas para alimentar en verano al ganado merino; un censo recogido por Ochagavía (1957) permite calcular en unas 200.000 ovejas la cabaña que aprovechaba los pastos del valle durante el verano. En los siglos XVIII y XIX se roturaron muchas laderas para el cultivo de cereales, llegando a ocupar el espacio agrícola 12.775 ha (el 42,9% de la superficie del valle) (Lasanta *et al.*, 2009).

A lo largo del siglo XX emigra buena parte de su contingente demográfico (4877 habitantes en 1900; 3117 en 1950; 662 en 2001), se abandona el espacio agrícola (se cultivan 109 ha en la actualidad) y los censos ganaderos pierden buena parte de su cabaña pasada, con caída brusca del ovino y caprino y

aumento del vacuno, aunque sin compensar las pérdidas del ganado menor (Lasanta, 2009). La marginación productiva del territorio implicó un proceso de sucesión vegetal, que lleva al cubrimiento de las laderas por matorrales (*Genista scorpius* en suelos calcáreos y *Cistus laurifolius* en suelos silíceos, como especies dominantes) y algunos bosquetes de *Quercus pyrenaica* en la fase final de la sucesión (Arnáez *et al.*, 2009). En este contexto, el gobierno regional puso en marcha, en el conjunto del Sistema Ibérico riojano, un plan de desbroce de matorrales (PSC) para favorecer la regeneración de pastos y controlar el riesgo de incendios. En el Valle del Leza, en concreto se han desbrozado 6.537 ha entre 1986 y 2021, lo que representa el 35,8% de la superficie de matorrales o el 21,9% de su territorio, según información recogida en el Gobierno de La Rioja. Aunque, en la realidad, los porcentajes son algo inferiores (algunas actuaciones tienen lugar en áreas ya desbrozadas que necesitan un repaso para evitar el avance de los matorrales), la impronta de los pastizales en el paisaje es muy destacable (Figuras 1 y 2).

Dominan suelos de tipo *Cambisoles dístricos*, que constituyen suelos bien desarrollados con un horizonte ácido y elevada capacidad para almacenar carbono, y *Kastanozems cálcicos* de color pardo oscuro y con alto contenido de materia orgánica (Machín, 1994; IUSS Working Group WRB, 2022).

Figura 1. Paisaje en el municipio de Jalón de Cameros (Valle del Leza).



En primer término, se observa un antiguo campo desbrozado en el que penetran algunos matorrales de *C. laurifolius*. En segundo término, ladera desbrozada en la que se observan algunos de los rasgos exigidos por el PSC, con el fin de crear un paisaje en mosaico: (i) alternancia de pastos y bosquetes, (ii) corredores de matorrales siguiendo los límites de los antiguos campos, y (iii) ejemplares aislados de arbustos para favorecer la alimentación y el refugio de la fauna.

Figura 2. Paisaje en el municipio de San Román de Cameros (Valle del Leza).



En la ladera localizada por encima de la nave ganadera (parte inferior derecha) se ven campos abandonados colonizados por matorrales. En la ladera del fondo pueden observarse algunos campos abandonados desbrozados. En primer plano (parte izquierda) se ven algunas sendas dejadas por el ganado en su desplazamiento.

2.2. Métodos

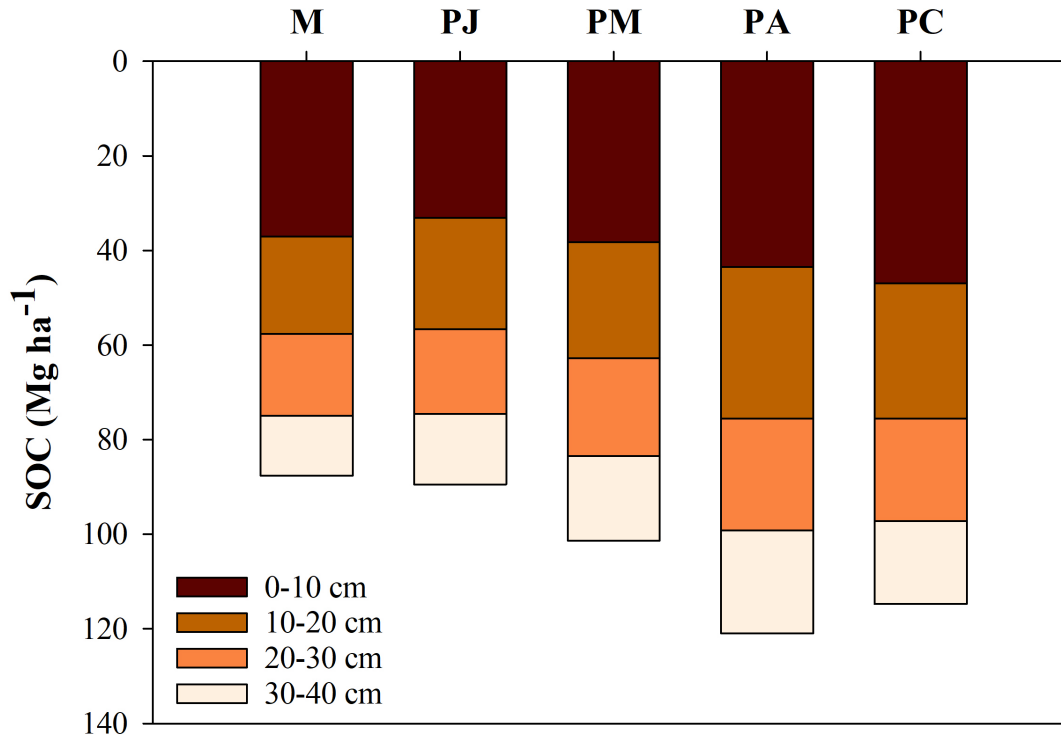
Para conocer las reservas de carbono, se tomaron muestras de suelo en 5 usos y cubiertas del suelo (LULC): (i) matorrales (M), que representan el proceso de revegetación natural tras el abandono del terreno y sin pastoreo de ganado; (ii) pastos jóvenes (PJ), con menos de 5 años desde su desbroce; (iii) pastos de mediana edad (PM), con unos 15 años desde su desbroce; (iv) pastos de desbroce antiguo (PA), con más de 25 años desde su desbroce; y (v) pastos de control (PC), áreas que han sido pastoreadas durante siglos y que, por lo tanto, pueden considerarse pastos naturales; representarían la etapa final de las áreas que han sido desbrozadas y pastoreadas periódicamente. En cada LULC se tomaron muestras en al menos 2 sitios; en cada uno de éstos se muestrearon tres puntos, que se combinaron para dar lugar a muestras compuestas (168 en total). En cada punto de muestreo se tomaron muestras a cuatro profundidades: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm y 30-40 cm. La densidad aparente se estimó con muestras de 100 cm³ no perturbadas.

Los análisis del suelo se realizaron en los laboratorios del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC). La densidad aparente (DA) se estimó mediante el secado en estufa de las muestras no perturbadas a 105°C durante 24 horas. La materia orgánica (MO) del suelo se midió mediante el método de pérdida por ignición (a 375°C); el carbono total (C) se determinó mediante el analizador de Carbono/Nitrógeno/Azufre LECO Serie 928 (LECO CNS928); el carbono orgánico del suelo (Corg) se calculó utilizando el factor de conversión universal de Bemmelen (0.58); las existencias de carbono orgánico del suelo (SOC) se calcularon ponderando cada valor de Corg con su respectiva profundidad (10 cm) y DA, y se expresaron en Mg ha⁻¹.

3. RESULTADOS

La Figura 3 incluye información sobre el carbono orgánico almacenado a distintas profundidades del suelo en las cinco cubiertas estudiadas. Se observa que el menor contenido se registra en la cubierta M ($87,6 \text{ Mg ha}^{-1}$) y el valor más alto en PA (121 Mg ha^{-1}). Tres resultados son especialmente relevantes: (i) El desbroce de matorral produce un incremento de SOC, cualquiera que sea la edad del pasto regenerado tras el desbroce; (ii) el paso del tiempo tras la eliminación del matorral resulta positivo, ya que PJ ($89,5 \text{ Mg ha}^{-1}$) es menor que PM ($101,3 \text{ Mg ha}^{-1}$) y PA (121 Mg ha^{-1}); (iii) el PC ($114,7 \text{ Mg ha}^{-1}$) registra un valor ligeramente inferior a PA (121 Mg ha^{-1}).

Figura 3. Almacenamiento de SOC en diferentes LULC y profundidades



Fuente: Análisis de suelos realizados en los laboratorios de IPE-CSIC. Elaboración propia.

La Figura 3 y la Tabla 1 muestran también claramente que los valores de SOC disminuyen progresivamente en todos los usos en profundidad. La capa superior contiene entre el 36% (PA) y el 42,3% (M), mientras que la más baja alcanza como máximo el 18% en PA. Todos los LULC muestran el mismo comportamiento, de manera que cada capa contiene menos SOC que la inmediata superior. No obstante, hay que señalar que M presenta la menor proporción de SOC en las capas más profundas (30-40 cm) y la mayor en el estrato superior (0-10 cm).

Tabla 1. Contenido de SOC en diferentes LULC y profundidades

LULC	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		30-40 cm	
	Mg ha ⁻¹	%	Mg ha ⁻¹	%	Mg ha ⁻¹	%	Mg ha ⁻¹	%
M	37,1	42,3	20,6	23,5	17,2	19,6	12,7	14,5
PJ	33	36,9	23,6	26,4	17,9	20	14,9	16,7
PM	38,2	37,7	24,6	24,3	20,6	20,3	17,9	17,7
PA	43,5	36	32	26,4	23,7	19,6	21,8	18
PC	46,9	40,9	28,7	25	21,6	18,8	17,6	15,3

Fuente: Análisis de suelos realizados en los laboratorios de IPE-CSIC. Elaboración propia.

4. DISCUSIÓN

4.1. SOC y desbroce de matorrales

El abandono de tierras es el cambio de uso del suelo más importante en la montaña mediterránea desde mediados del siglo XX (Strijker, 2005), determinando la evolución del SOC, en función de las características y duración del proceso de sucesión secundaria post-abandono (Gabarrón-Galeote *et al.*, 2015). Sin embargo, en muchas áreas de la media montaña mediterránea la fase de matorral dura muchísimo tiempo, como consecuencia del agotamiento de suelos durante la fase de cultivo, por registros pluviométricos escasos para el desarrollo del bosque, por la distancia a masas forestales que aporten un banco de semillas, por la interrupción de la sucesión por fuegos o por la instalación de procesos de erosión (Shaskiby, 2011; Lasanta *et al.*, 2021). Un paisaje muy matorralizado acarrea una serie de diservicios ecosistémicos, que lleva a implantar políticas de gestión encaminadas a eliminar manchas de matorral en áreas seleccionadas. Para evitar la acumulación de combustible y favorecer la regeneración de pastos se utilizan métodos como las quemadas prescritas o fuegos controlados, también conocidos como fuegos pastorales (Múgica *et al.*, 2021), y el desbroce con medios mecánicos (Lasanta-Martínez *et al.*, 2013). El binomio pastoreo - eliminación de matorrales truncan el proceso de revegetación, de manera que las áreas intervenidas no pasan de la fase inicial de dominio de una cubierta de herbáceas (Lasanta *et al.*, 2021).

El resultado más interesante de este trabajo es que el desbroce de matorrales combinado con el pastoreo mejora el almacenamiento de SOC respecto a una cubierta de matorral, pasando de 87,6 Mg ha⁻¹ en M a 121 Mg ha⁻¹ en PA. Estos resultados coinciden con los obtenidos en otros estudios. Por ejemplo, en el Pirineo Central español se observó que los pastos tienen mayores stocks de SOC que los matorrales, alcanzando valores similares a los bosques (Nadal-Romero *et al.*, 2018, 2021). A la misma conclusión llegan Berninger *et al.* (2015), al estudiar pastizales alpinos, señalando que las reservas de SOC en el suelo son generalmente altas y comparables a las de los bosques, pese a su menor biomasa vegetal.

Otro resultado interesante es conocer que los matorrales tienen el menor contenido de SOC entre los LULC analizados. García-Pausas *et al.* (2017) señalan que la hojarasca de los matorrales tiene escasa calidad bioquímica, lo que retrasa su descomposición e incorporación al suelo; la materia orgánica permanece en la superficie del suelo durante mucho tiempo. Por otro lado, los matorrales tienen una baja renovación de raíces en comparación con los pastos, lo que reduce los aportes de SOC al suelo (García-Pausas *et al.*, 2017).

Los valores de SOC más elevados en las zonas desbrozadas y en los pastos control que en los matorrales pueden deberse a diferentes razones: (i) Los pastos tienen una elevada biomasa subterránea compuesta por raíces finas (Montané *et al.*, 2010), que aportan una elevada cantidad de MO como consecuencia del constante y rápido recambio de raíces en comparación con las menores tasas de recambio de raíces en los matorrales (García-Pausas *et al.*, 2017). En este sentido, hay autores que destacan que la falta de pastoreo puede conducir a una reducción de la biomasa subterránea al disminuir la producción de raíces (García-Pausas *et al.*, 2011); (ii) Los campos desbrozados y los pastos naturales son frecuentemente pastoreados, por lo que existe un aporte constante de MO procedente de los excrementos del ganado, mientras que las áreas cubiertas por matorrales no son totalmente pastoreadas. No hay que olvidar que el C constituye aproximadamente el 45% de la MO del suelo; (iii) Los aportes de SOC lábil provenientes de las heces animales pueden acelerar el proceso de mineralización de la MO (García-Pausas *et al.*, 2017). (iv) En las primeras etapas de la sucesión vegetal tras el abandono de las tierras de cultivo, penetran muchas plantas herbáceas, especialmente gramíneas, que tienen más raíces finas que los matorrales; la abundante presencia de raíces finas mejora la estabilidad de los agregados y contribuye a estabilizar el SOC en el suelo (Pohl *et al.*, 2009; Guidi *et al.*, 2014).

Un resultado difícil de interpretar hasta ahora es que PC da valores de SOC ligeramente inferiores a PA (114,7 Mg ha⁻¹ y 121 Mg ha⁻¹, respectivamente). Una posible explicación, que habría que confirmar en estudios posteriores, es que en los PC la proporción de leguminosas sea mayor a la de gramíneas, composición que estaría más equilibrada e incluso se podría decantar a favor de las gramíneas en PA, lo que supondría que la biomasa radicular sería menor en PC que en PA. Esta hipótesis se sustenta en el hecho de que los buenos pastos son fruto de la coevolución entre pastizales y herbívoros durante mucho tiempo, incluso cientos de años (McNaughton, 1979). El pastoreo sostenido favorece la mayor presencia de leguminosas de corta talla, alta productividad pascícola (alta tasa de renovación o *turnover*) y elevada

fijación de nitrógeno, controlando la expansión de gramíneas con mayor densidad de raíces (Van Auken, 2009).

En este estudio se ha observado también que la mayor concentración de SOC se produce, en todos los LULC, en los primeros 10 cm del suelo, disminuyendo en profundidad. La mayor cantidad de hojarasca en la superficie de los matorrales podría justificar que M presente la menor proporción de SOC en las capas más profundas (30-40 cm) y la mayor acumulación en la superior (0-10 cm) (Montané *et al.*, 2010). En cualquier caso, la disminución de SOC en profundidad, como consecuencia del menor contenido de MO, es un resultado que se repite en la literatura científica (Nadal-Romero *et al.*, 2018, 2021, por ejemplo).

4.2. Gestión de tierras abandonadas en la media montaña mediterránea

Este trabajo ha demostrado los efectos positivos de la regeneración de pastos a partir del desbroce de matorrales para el secuestro de SOC en las zonas de montaña mediterráneas. En un estudio reciente (Cortijos-López *et al.*, enviado) señalan que en el Valle del Leza aún se podrían desbrozar 3.388 ha. siguiendo los criterios del PSC del Gobierno de La Rioja (ver, Lasanta *et al.*, 2013), lo que podría aumentar el SOC en el Valle de Leza hasta un 46,8%. El desbroce de matorrales parece, pues, una medida adecuada para mitigar el cambio climático.

Por otro lado, estudios previos han mostrado cómo el PSC contribuye a mejorar servicios ecosistémicos y aporta una serie de beneficios: (i) ecológicos, mediante la creación de paisajes en mosaico, de alta heterogeneidad, biodiversidad y eficaces para el control de incendios forestales (Lasanta-Martínez *et al.*, 2013); (ii) económicos, con la implantación de la ganadería extensiva y la reactivación de las actividades asociadas, ofreciendo productos locales de alta calidad (Lasanta *et al.*, 2019); (iii) de abastecimiento y regulación de los recursos hídricos, como consecuencia del menor consumo de agua por parte de los pastos que los matorrales, lo que genera mayores coeficientes de escorrentía y aportes de caudal a los ríos (Khorchani *et al.*, 2020).

En definitiva, la gestión de las tierras abandonadas mediante la eliminación de matorrales puede ser una buena estrategia para aumentar las reservas de SOC y para mantener o mejorar los servicios de los ecosistemas para las generaciones futuras (Keestra *et al.*, 2016). Es una "solución natural" para mitigar las emisiones de CO₂ a la atmósfera secuestrando el C en el suelo, lo que se incardina en estrategias mundiales como el "4 por 1000" sobre SOC, desarrolladas a partir de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático de 2015 (Rumpel *et al.*, 2020).

5. CONCLUSIONES

Los resultados de este estudio ponen de relieve que el desbroce de matorrales para regenerar pastos contribuye a incrementar el SOC, por lo que se confirma la utilidad de los pastos como sumideros de carbono. Por otro lado, se ha comprobado la importancia del tiempo de gestión para alcanzar las mayores tasas de SOC, que se alcanzan en PA. Este hecho, plantea la necesidad de combinar desbroce – ganadería extensiva, con el fin de mantener los pastizales y truncar el proceso de sucesión vegetal antes de alcanzar la fase de matorral.

Podemos concluir que la transformación de matorrales en pastizales en la media montaña mediterránea puede considerarse una estrategia prometedora en un contexto de cambio global, ya que contribuye a mitigar el cambio climático, a incentivar el desarrollo local y a mejorar servicios ecosistémicos.

Agradecimientos: Este trabajo ha sido realizado en el marco del proyecto de investigación MANMOUNT (PID2019-105983RB-100/AEI/10.13039/501100011033), financiado por el MICINN-FEDER. Melani Cortijos-López está trabajando con un contrato de formación de personal investigador (FPI) asociado al citado proyecto, MANMOUNT (PRE2020-094509) y ofrecido por el Ministerio de Economía y Competitividad de España. También agradecemos la ayuda ofrecida en los trabajos de laboratorio por parte de los técnicos de laboratorio del Instituto Pirenaico de Ecología (IPE-CSIC).

REFERENCIAS

- Antony, D., Collings, C., Clark, J.M., Sizmur, T. (2022). Soil organic matter storage in temperate lowland arable, grassland and woodland topsoil and subsoil. *Soil Use and Management* 38, 1532–1546. <https://doi.org/10.1111/sum.12801>
- Arnáez, J., Ortigosa, L., Oserin, M., Lasanta, T. (2009). Evolución de la cubierta vegetal en Cameros entre 1956 y 2001. En T. Lasanta, J. Arnáez (Eds.), *Gestión, usos del suelo y paisaje en Cameros, Sistema Ibérico, La Rioja* (pp. 127-164). Logroño: Universidad de La Rioja – Instituto de Estudios Riojanos.
- Berninger, F., Susiluoto, S., Gianelle, D., Balzarolo, M. (2015). Management and site effects on carbon balances of European mountain meadows and rangelands. *Boreal Environment Research* 20(6), 748-760.
- Bracchetti, L., Carotenuto, L., Catorci, A. (2012). Land-cover changes in a remote area of central Apennines (Italy) and management directions. *Landscape and Urban Planning* 104, 157-170. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.09.005>
- Cortijos-López, M., Sánchez-Navarrete, P., de la Parra-Muñoz, I., Lasanta, T., Nadal-Romero, E. (Enviado). Shrub clearin of agricultural abandoned fields for enhancing soil carbon stocks in Mediterranean mid-mountains. *Ecological Indicators*.
- Gabarrón-Galeote, M.A., Trigalet, S., van Wesemael, B. (2015). Soil organic carbon evolution after land abandonment along a precipitation gradient in southern Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 199, 114-123. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.027>
- García-Pausas, J., Casals, P., Romanyà, J., Vallecillo, S., Sebastià, M.T. (2011). Seasonal patterns of belowground biomass and productivity in mountain grasslands in the Pyrenees. *Plant Soil* 340, 315-326. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0601-1>
- García-Pausas, J., Romanyà, J., Montané, F., Rios, A.I., Taull, M., Rovira, P., Casals, P., 2017. Grasslands comprised by land-use changes? In: J. Catalan et al. (Eds.). *High Mountain Conservation in a Changing World, Advances in Global Research* 62. https://doi.org/10.1007/978-3-319-55982-7_9
- Guidi, C., Vesterdal, L., Gianelle, D., Rodeghiero, M. (2014). Changes in soil organic carbon and nitrogen following forest expansion on grassland in the Southern Alps. *Forest Ecology and Management* 328, 103-116. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.025>
- Guo, L.B., Gifford, R.M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8, 345-360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- IPCC (2021). IPCC, 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IUSS Working Group WRB. (2022). World reference base for soil resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, 4th edition, International Union of Soil Sciences (IUSS) Vienna, Austria.
- Keesstra, S.D., Bouma, J., Wallinga, J., Tittonell, P., Smith, P., Cerdà, A., Montanarella, L., Quinton, J., Pachepsky, Y., van der Putten, W.H., Bardgett, R.D., Moolenaar, S., Mol, G., Jansen, B., Fresco, L.O. (2016). The significance of soils and soil science towards realization of the un sustainable development goals (SDGs). *Soil* 2, 111-128. <http://dx.doi.org/10.5194/soil-2-111-2016>
- Khorchani, M., Nadal-Romero, E., Tague, C., Lasanta, T., Zabalza, J., Lana-Renault, N., Domínguez-Castro, F., Choate, J. (2020). Effects of active and passive land use management after cropland abandonment on water and vegetation dynamics in the Central Spanish Pyrenees. *Science of the Total Environment* 717, 137-160. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv2020.137160>
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304, 1623-1627. <https://doi.org/10.1126/science.1097396>
- Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society, B*. 363, 815-830. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>
- Lasanta, T. (2009). La ganadería en Cameros: entre la adaptación a los recursos y la dependencia del exterior. En T. Lasanta, J. Arnáez (Eds.), *Gestión, usos del suelo y paisaje en Cameros, Sistema Ibérico, La Rioja* (pp. 191-222). Logroño: Universidad de La Rioja – Instituto de Estudios Riojanos.
- Lasanta, T., Arnáez, J., Ortigosa, L., Oserin, M., Ruiz-Flaño, P. (2009). Espacio agrícola y agricultura en Cameros a mediados del siglo XX. En T. Lasanta, J. Arnáez (Eds.), *Gestión, usos del suelo y paisaje en Cameros, Sistema Ibérico, La Rioja* (pp. 83-108). Logroño: Universidad de La Rioja – Instituto de Estudios Riojanos.

- Lasanta, T., Sánchez-Navarrete, P., Medrano-Moreno, L.M., Khorchani, M., Nadal-Romero, E. (2020). Soil quality and soil organic carbon storage in abandoned agricultural lands: Effects of revegetation processes in a Mediterranean mid-mountain area. *Land Degradation & Development* 31, 2830-2845. <https://doi.org/10.1002/ldr.3655>
- Lasanta, T., Nadal-Romero, E., García-Ruiz, J.M. (2019). Clearing shrubland as a strategy to encourage extensive livestock farming in the Mediterranean mountains. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 45(2), 487-513. <http://doi.org/10.18172/cig.3616>
- Lasanta, T., Nadal-Romero, E., Khorchani, M., Romero-Díaz, A. (2021). Una revisión sobre las tierras abandonadas en España: de los paisajes locales a las estrategias de gestión. *Cuadernos de Investigación Geográfica* 47 (2), 477- 521. <https://doi.org/10.18172/cig.4755>
- Lasanta-Martínez, T., Errea-Abad, M.P., Bouzebboudja, M.R., Medrano-Moreno, L.M. (2013). *Pastoreo y desbroce de matorrales en Cameros Viejo*. Logroño: Instituto de Estudios Riojanos.
- Machín, J. (1994). Los suelos. En J.M. García-Ruiz, J. Arnáez (Edts.), *Geografía de La Rioja* (Tomo I pp. 223–249). Logroño, Caja Rioja.
- McNaughton, S.J. (1979). Grazing as an optimization process: grass-ungulate relationships in the Serengeti. *American Naturalist* 113, 691-703. <https://doi.org/10.1086/283426>
- Montané, F., Romanyà, J., Rovira, P., Casals, P. (2010). Aboveground litter quality changes may drive soil organic carbon increase after shrub encroachment into mountain grasslands. *Plant Soil* 337, 151-165. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0512-1>
- Múgica, L., Canals, R.M., San Emeterio, L., Peralta, J. (2021). Decoupling of traditional burnings and grazing regimes alters plant diversity and dominant species competition in high-mountain grasslands. *Science of the Total Environment* 790, 147917. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147917>
- Nadal-Romero, E., Otal-Otín, I., Lasanta, T., Sánchez-Navarrete, P., Errea, P., Cammeraat, E. (2018). Woody encroachment and soil carbon stocks in subalpine areas in the Central Spanish Pyrenees. *Science of Total Environment* 636, 727-736. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.324>
- Nadal-Romero, E., Rubio, P., Kremyda, V., Absalah, S., Cammeraat, E., Jansen, B., Lasanta, T. (2021). Effects of agricultural land abandonment on soil organic carbon stocks and composition of soil organic matter in the Central Spanish Pyrenees. *Catena* 205, 105441. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105441>
- Novara, I.B., Gistina, L., La Mantia, T., Rühl, J. (2013). Carbon dynamics of soil organic matter in bulk soil and aggregate fraction during secondary succession in a Mediterranean environment. *Geoderma* 193-194, 213-221. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.08.036>
- Ochagavía, D. (1957). *Historia textil riojana*. Logroño: Instituto de Estudios Riojanos.
- Pohl, M., Stroude, R., Buttler, A., Rixen, C. (2011). Functional traits and root morphology of alpine plants. *Annals of Botany* 108(3), 537-548. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr169>
- Rumpel, C., Kögel-Knabner, I. (2011). Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. *Plant Soil* 338, 143-158. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0391-5>
- Schrag, P.P. (2007). (Preparing) to capture carbon. *Science* 315, 812-813. <https://doi.org/10.1126/science.1137632>
- Shakesby, R.A. (2013). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews* 105, 71-100. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>
- Strijker, D. (2005). Marginal lands in Europe – Cases of decline. *Basic Applied Ecology* 6, 99-106. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.01.001>
- Van Auken, O.W. (2009). Causes and consequences of Woody plant encroachment into western North American Grasslands. *Journal Environmental Management* 19(6), 2931-2942. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.04.023>