



7º CONGRESO FORESTAL ESPAÑOL

**Gestión del monte: servicios
ambientales y bioeconomía**

26 - 30 junio 2017 | **Plasencia**
Cáceres, Extremadura

7CFE01-170

Edita: Sociedad Española de Ciencias Forestales
Plasencia. Cáceres, Extremadura. 26-30 junio 2017
ISBN 978-84-941695-2-6

© Sociedad Española de Ciencias Forestales

Cuantificación del carbono acumulado en la capa orgánica de los suelos forestales en la España peninsular

RUIZ-PEINADO, R.^{1,2}, LÓPEZ-SENEPLEDA, E.^{1,2}, ONRUBIA, R.¹, BRAVO-OVIEDO, A.^{1,2}, PASALODOS-TATO, M.¹, MADRIGAL, G.¹, CALAMA, R.^{1,2}, RÍO, M.^{1,2} y MONTERO, G.^{1,2}

¹ Departamento de Selvicultura y Gestión Sistemas Forestales, INIA-CIFOR. Ctra A Coruña km 7'5, 28040 Madrid

² Instituto Universitario de Investigación Gestión Forestal Sostenible (iuFOR), Universidad de Valladolid-INIA

Resumen

La cuantificación del carbono presente en los sistemas forestales es fundamental para su valoración como sumideros de carbono y poder así realizar una gestión sostenible de los mismos. Sin embargo, el carbono acumulado en la capa orgánica del suelo en los sistemas forestales españoles no ha sido muy considerado. En este trabajo se presentan los primeros resultados de un estudio en el que se estimó la biomasa y el carbono acumulado en la capa orgánica del suelo, realizándose un muestreo en 1632 parcelas. Este muestreo se realizó tanto en masas arboladas como en masas desarboladas cubiertas con especies de matorral. Se ofrecen los resultados obtenidos, donde se ve la ordenación entre especies en cuanto al contenido de carbono de la capa orgánica del suelo y las diferencias entre grupos de especies arbóreas. Además, en las zonas desarboladas cubiertas de matorral se muestran las diferencias obtenidas entre comunidades de jarales, brezales, leguminosas y labiadas.

Palabras clave

Sumideros de carbono, materia orgánica, hojarasca, capa orgánica del suelo, sistemas arbustivos.

1. Introducción

La cuantificación del stock de carbono en el suelo mineral en los sistemas forestales de España ha sido objeto de estudio (RODRIGUEZ-MURILLO, 2001; CHITI et al., 2012; DOBLAS-MIRANDA et al., 2013; RODRÍGUEZ-MARTÍN et al., 2016) por la gran importancia del suelo como almacén de carbono para la mitigación del cambio climático. Sin embargo, en esos trabajos se ha omitido el papel del horizonte orgánico del suelo (*forest floor*), contemplado como uno de los cinco grandes reservorios de carbono en el bosque. Según PAN et al. (2011), a nivel mundial este reservorio contiene el 5% del stock de carbono total de los bosques. Además de esta importante función, la capa orgánica del suelo ofrece un reservorio de nutrientes para el suelo y lo protege frente a la erosión, cuestión muy importante en los ambientes mediterráneos.

La capa orgánica del suelo incluye restos de materia orgánica que están por encima del suelo mineral, con origen vegetal, encontrándose en varios estados de descomposición física y química. A efectos de su estudio, se incluyen aquellos elementos leñosos que tengan un diámetro menor en punta gruesa que el establecido (generalmente 2 cm de diámetro). Según el estado de descomposición, en este horizonte orgánico pueden identificarse 3 capas: *hojarasca*, *fracción fragmentada* y *humus*.

La cantidad de carbono existente en la capa orgánica depende de la cantidad de desfronde que aporta la vegetación y también de la tasa de descomposición del material vegetal. Esta tasa de descomposición, a su vez, está influida por factores de la estación (clima y la fauna existente descomponedora de la materia orgánica del suelo), microclimáticos (principalmente humedad y temperatura en el suelo) y la calidad del material vegetal (naturaleza del desfronde) (CORNWELL et al., 2008).

Aunque el stock de carbono en la capa orgánica del suelo pueda ser mayor en los sistemas arbolados que en los sistemas desarbolados cubiertos de matorral, por la menor biomasa que presentan estos últimos, las características del material vegetal procedente del desfronde, junto a las distintas condiciones microclimáticas del suelo (hay una mayor incidencia de la luz/calor sobre el suelo y una menor humedad que pueden llevar a una reducción de la tasa de descomposición), hacen que puedan encontrarse cantidades de carbono en la capa orgánica del suelo significativas en estos sistemas desarbolados. Estos sistemas de matorral tienen una amplia representación superficial en España, alrededor de 11 millones de ha (SAN MIGUEL et al., 2008), y por ello es necesario obtener información precisa de las cantidades de carbono en estos ecosistemas para disponer de suficiente información para realizar una gestión adecuada.

2. Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es cuantificar los stocks de carbono medios existentes en la capa orgánica del suelo en los principales ecosistemas forestales arbolados y desarbolados de España.

3. Metodología

La toma de muestras se realizó en 1433 parcelas seleccionadas en las masas arboladas de las principales especies forestales presentes en la España peninsular, intentando cubrir todo el rango de cobertura del suelo, ya que el aporte de materia orgánica por el desfronde depende fundamentalmente del grado de cobertura del suelo (a más cobertura mayor desfronde vegetal). En las masas desarboladas se realizó un muestreo de 199 parcelas en las principales especies de matorrales y arbustados, recogiendo muestras de la capa orgánica del suelo, cubriendo todo el rango de cobertura del suelo por la misma razón anteriormente expuesta.

El muestreo de la capa orgánica del suelo se realizó en el punto medio de las parcelas seleccionadas, utilizando un marco cuadrado de 20 cm para delimitar la superficie donde se recogió toda la capa mineral del suelo, sin diferenciar las capas existentes. El material orgánico se recogió en bolsas y se trasladó al laboratorio para su posterior secado hasta obtener peso constante (determinación de la materia seca) y, tras la homogeneización de la muestra y extracción de una alícuota, realizar los análisis químicos utilizando un analizador LECO para obtener la concentración de carbono.

El cálculo del stock de carbono de la capa orgánica del suelo (*FFC*) se efectuó multiplicando el peso seco de dicha capa (*Peso*) por la concentración de carbono encontrada (*Conc*) (Eq. 1).

$$FFC (Mg C ha^{-1}) = \frac{Peso (kg m^{-2}) \cdot Conc (g kg^{-1})}{100} \quad [1]$$

Se realizó un análisis de los datos obtenidos, así como un análisis de diferencias de medias entre las diferentes formaciones arboladas y las familias de matorral en masas desarboladas para identificar diferencias significativas.

4. Resultados

Los resultados se presentan agrupando a las principales especies arbóreas en grandes formaciones en función de sus apetencias ecológicas: coníferas de montaña, otras coníferas, robledales caducifolios, robledales marcescentes, frondosas esclerófilas, hayedos, eucaliptales y dehesas (*FCC*<25%). De igual manera para las zonas no arboladas se ha realizado una agrupación en función de las familias principales encontradas: Cistáceas, ericáceas, labiadas y leguminosas.

Los resultados del análisis de las cantidades de carbono encontradas en las masas arboladas muestran que las formaciones que presentan un horizonte orgánico con más cantidad de carbono son las coníferas de montaña con $17,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ y las que menos son las formaciones de dehesa con $2,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Tabla 1). Excluidas las dehesas por la menor importancia del estrato arbóreo, las formaciones de robles marcescentes (*Q. canariensis*, *Q. faginea* y *Q. pyrenaica*) y los bosques de frondosas esclerófilas (*Q. ilex*, *Q. suber* y *Olea europaea*) muestran unas cantidades de carbono acumuladas muy similares ($2,7$ y $3,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$). Los contrastes resultantes del análisis de diferencias de medias (Tukey test, p-value $<0,05$) dan lugar a las comparaciones que se muestran en la Figura 1, aunque la variabilidad encontrada ha sido bastante importante.

Tabla 1. Peso seco medio de la capa orgánica (Mg ha^{-1}), concentraciones medias de carbono (%), stocks de carbono medio, mínimo y máximo (Mg C ha^{-1}) en función de la formación boscosa considerada (entre paréntesis desviación estándar).

Formación	Especies	n	Peso materia seca (Mg ha^{-1})	% C	C medio (Mg C ha^{-1})	Min-Max (Mg C ha^{-1})
Coníferas montaña	<i>Abies alba</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>P. uncinata</i>	295	46,9 (36,2)	38,7 (8,0)	17,9 (13,5)	0,3-88,2
Otras coníferas	<i>P. halepensis</i> , <i>P. nigra</i> , <i>P. pinaster</i> , <i>P. pinea</i> , <i>Juniperus thurifera</i>	543	13,1 (11,8)	38,0 (8,6)	4,9 (4,5)	0,1-44,4
Robles caducifolios	<i>Quercus petraea</i> , <i>Q. robur</i>	157	24,8 (26,2)	42,6 (7,5)	10,0 (9,0)	0,3-52,4
Robles marcescentes	<i>Q. canariensis</i> , <i>Q. faginea</i> , <i>Q. pyrenaica</i>	64	7,3 (6,7)	34,3 (9,7)	2,7 (2,3)	0,1-9,3
Frondosas esclerófilas no dehesas	<i>Q. ilex</i> , <i>Q. suber</i> , <i>Olea europaea</i>	233	9,0 (7,1)	35,5 (8,8)	3,0 (2,2)	0,1-13,3
Hayedos	<i>Fagus sylvatica</i>	33	26,2 (25,4)	38,1 (9,6)	9,6 (7,8)	0,9-31,1
Eucaliptales	<i>Eucalyptus</i> spp.	25	11,0 (5,1)	37,8 (8,6)	4,2 (2,1)	0,8-9,8
Dehesas	<i>Q. ilex</i> , <i>Q. suber</i>	82	6,7 (7,2)	33,8 (10,6)	2,1 (2,0)	0,1-7,7

Los resultados del carbono acumulado en la capa orgánica en aquellas masas desarboladas cubiertas de matorral muestran una graduación. En primer lugar se sitúan la familia de las ericáceas, con una capa orgánica media de $6,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$, y en último lugar las labiadas con $2,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Tabla 2). Entre las familias también existen diferencias estadísticamente significativas (Tukey test, p-value $<0,05$) (Figura 2).

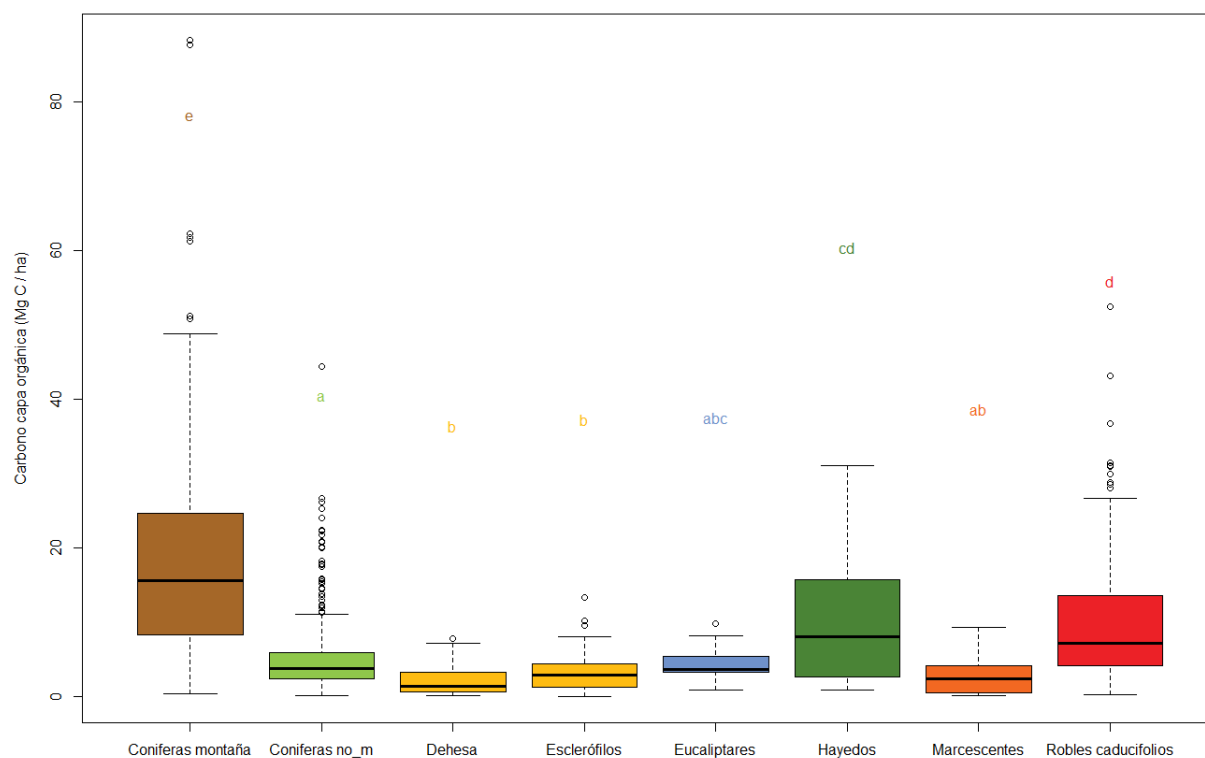


Figura1. Diferencias entre las distintas formaciones arbóreas en relación al carbono en la capa orgánica del suelo.

Tabla 2. Peso seco de la capa orgánica (Mg ha^{-1}), concentraciones medias de carbono (%), stocks de carbono medio, mínimo y máximo (Mg C ha^{-1}) en función de la familia de matorral considerada (entre paréntesis desviación estándar).

Familia	Especies	n	FCC (%)	Peso materia seca (Mg ha^{-1})	% C	C medio (Mg C ha^{-1})	Min-Max (Mg C ha^{-1})
Cistáceas	<i>Cistus albidus</i> , <i>C. clussi</i> , <i>C. ladanifer</i> , <i>C. populifolius</i> , <i>Halimium halimifolium</i>	45	68 (25)	8,4 (4,7)	37,4 (7,0)	3,1 (1,8)	0,1-8,0
Ericáceas	<i>Erica arborea</i> , <i>E. australis</i> , <i>E. scoparia</i>	19	80 (21)	17,9 (13,9)	36,4 (10,9)	6,0 (4,2)	0,1-19,4
Labiadas	<i>Lavandula stoechas</i> , <i>Phlomis purpurea</i> , <i>Rosmarinus officinalis</i> , <i>Thymus ssp.</i>	64	53 (30)	8,2 (5,4)	37,9 (7,4)	2,9 (1,9)	0,1-7,1
Leguminosas	<i>Cytisus oromoditeraneus</i> , <i>Cytisus ssp.</i> , <i>Erinacea anthyllis</i> , <i>Genista spp.</i> , <i>Retama sphaerocarpa</i> , <i>Ulex australis</i> , <i>U. europaeus</i> , <i>U. parviflorus</i>	70	57 (34)	11,4 (11,7)	41,9 (7,4)	4,6 (5,1)	0,2-19,9

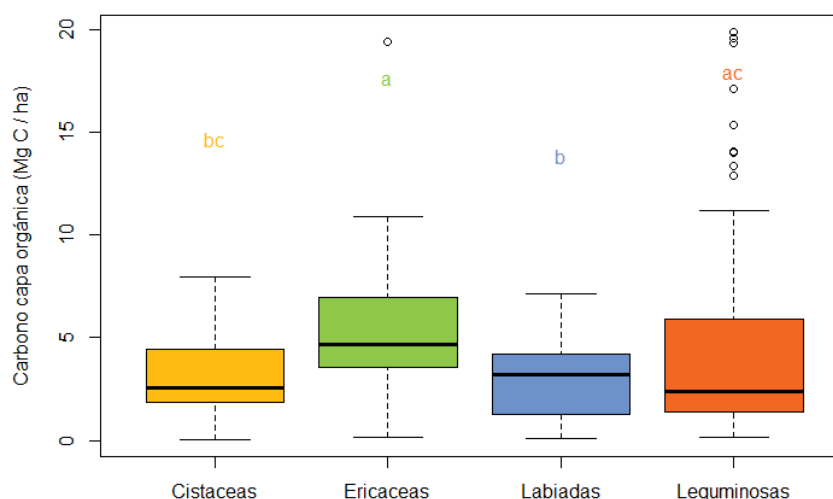


Figura 2. Diferencias entre las distintas familias de matorral en sistemas desarbolados en relación al carbono en la capa orgánica del suelo.

5. Discusión

El stock de carbono existente en la capa orgánica del suelo tiene una importancia que no debe ser ignorada. Como se ha indicado anteriormente, este almacén supone un 5% del reservorio total del carbono en los bosques (PAN et al., 2011) y en latitudes templadas se ha comprobado que esas cantidades pueden ser mayores. Así, HERRERO et al. (2016) destacan que la capa orgánica del suelo puede suponer el 12,4% del carbono en pinares de la meseta norte y el 7,3% en rebollares en la misma zona. RUIZ-PEINADO et al. (2011; 2013) determinan que la capa orgánica del suelo representa entre el 7-8% (*P. pinaster*) y el 5-6% (*P. sylvestris*) del carbono total existente en pinares de repoblación para distintos grados de clara, y BRAVO-OVIEDO et al. (2015) apuntan a que se sitúan entre un 7-9% (*P. sylvestris*) en masas naturales.

La agrupación de las distintas especies muestreadas en formaciones boscosas con estructuras comunes, para la comparación de los diferentes valores de stock de carbono encontrados en la capa orgánica del suelo, permite la identificación de diferencias e igualdades entre formaciones forestales. Aunque se podría haber pensado que las especies podrían ordenarse siguiendo un gradiente de precipitación y temperatura, que puede condicionar el desfronde (cantidad y calidad) y la tasa de descomposición, CORNWELL et al. (2008) encontraron una mayor importancia del tipo de formación funcional en los ratios de descomposición de la materia orgánica, mientras que las variables climáticas afectan de manera indirecta definiendo el tipo de vegetación a encontrar en un ecosistema.

Diferencias entre formaciones habían sido apuntadas en algunos estudios que comparaban entre varios tipos de masa, por ejemplo DÍAZ-PINÉS et al. (2011b) encontraron diferencias en el carbono en el *forest floor* entre pinares de silvestre y rebollares en el sistema Central, o para la cantidad de materia seca acumulada en este horizonte entre hayedos, pinares de radiata y robledales caducifolios en el País Vasco (GARTZIA-BENGOETXEA et al., 2009). De igual manera, KAVVADIAS et al. (2001) encontraron diferencias entre distintas especies arbóreas en Grecia, con mayores cantidades en abetales, intermedias en hayedos y menores en coníferas no de alta montaña (*P. nigra* y *P. pinaster*).

Es de destacar los bajos valores obtenidos en los sistemas dehesa, dada la baja influencia del desfronde del arbolado por su menor presencia. También se han encontrado valores muy bajos en las formaciones de frondosas esclerófilas y robles marcescentes. En rebollares, GALLARDO & GONZÁLEZ (2004) indicaban que la capa orgánica del suelo existente era muy delgada y, en ocasiones, se desvanecía temporalmente puesto que la parte lábil desaparece el primer año, mientras que la más recalcitrante permanece el segundo año. Además, estos sistemas presentan valores de desfronde relativamente bajos. Por ejemplo, en rebollares DÍAZ-PINÉS et al. (2011a) encuentran valores de desfronde entre 0,9-1,4 Mg C ha⁻¹ año⁻¹. CARITAT et al. (2006) listan valores de desfronde en rebollares entre 1,8 y 1,6 Mg C ha⁻¹ año⁻¹; en encinares entre 3,4 y 0,9 Mg C ha⁻¹ año⁻¹; en alcornocales con valores comprendidos entre 2,5 y 1,9 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ en masas del sur de Europa (asumiendo que el 50% del peso del desfronde es carbono). En comparación, los valores de desfronde encontrados en pinares son algo mayores, por ejemplo en pinares de *P. sylvestris* se observaron tasas de desfronde entre 2,4 y 1,7 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (BLANCO et al., 2006) o entre 2,2 y 1,3 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (PAUSAS, 1997), o son similares como los mostrados en pinares de *P. pinaster* con 1,8 Mg C ha⁻¹ año⁻¹ (Roig et al., 2005). En general, las tasas de descomposición entre estos grupos (coníferas y frondosas) son diferentes dadas la distinta naturaleza del material vegetal del desfronde (PRESCOT et al., 2000; KAVVADIAS et al., 2001), con menor contenido en nutrientes, más lignina y menos nitrógeno en el desfronde de las acículas del pino respecto al de las frondosas esclerófilas y marcescentes.

Los stocks encontrados en los sistemas desarbolados cubiertos de matorral, en comparación con los arbolados, muestran valores altos. Aunque la biomasa que aporta el desfronde es de menores dimensiones que la arbórea, las características del material vegetal procedente de estos sistemas junto con las condiciones microclimáticas del suelo (mayor iluminación y temperatura), puede llevar a una acumulación de materia orgánica por tener una menor tasa de descomposición en comparación con los sistemas arbolados.

6. Conclusiones

- Se han presentado valores medios de biomasa seca, cantidades medias de carbono y stocks de carbono acumulados en la capa orgánica del suelo para las principales formaciones forestales arboladas de la España peninsular. También se presentan resultados para las familias más importantes de matorral en zonas desarboladas.
- La formación que agrupa a las especies de coníferas de alta montaña (*Abies alba*, *Pinus sylvestris* y *P. uncinata*) presentan los valores más altos (17,9 Mg C ha⁻¹), mientras que los valores más bajos se observan en las formaciones de dehesas con 2,1 Mg C ha⁻¹ (*Quercus ilex* y *Q. suber*) y en bosques de robles marcescentes con 2,7 Mg C ha⁻¹ (*Q. canariensis*, *Q. faginea* y *Q. pyrenaica*).
- Las familias que presentaron un mayor stock de carbono en la capa orgánica del suelo fueron las ericáceas (6,0 Mg C ha⁻¹), seguidas por las leguminosas (4,7 Mg C ha⁻¹), las cistáceas (3,1 Mg C ha⁻¹) y, finalmente, las labiadas (2,9 Mg C ha⁻¹).

7. Agradecimientos

Un gran número de personas han estado involucradas en el diseño del muestreo, toma de muestras y su manejo en el laboratorio para la obtención de los resultados. A todos ellos hacemos manifiesto nuestro agradecimiento. De igual manera, los autores quieren reconocer la diferente financiación obtenida que ha permitido la recogida de muestras y análisis en laboratorio durante la vigencia de los proyectos: RECAMAN (Valoración de la renta y el capital de los montes de Andalucía), RTA2010-0095-01 y RTA2009-00071-C02-01 (Tipificación ecológico-selvícola de las principales

especies forestales españolas), AT2010-007 (mantenimiento de la red experimental de parcelas permanentes de silvicultura y mejora del CIFOR-INIA).

8. Bibliografía

BLANCO, J.A.; IMBERT, J.B.; CASTILLO, F.J.; 2006. Influence of site characteristics and thinning intensity on litterfall production in two *Pinus sylvestris* L. forests in the western Pyrenees. *For Ecol Manage* 237: 342-352.

BRAVO-OVIEDO, A.; RUIZ-PEINADO, R.; MODREGO, P.; ALONSO, R., MONTERO, G.; 2015. Forest thinning impact on carbon stock and soil condition in Southern European populations of *P. sylvestris* L. *For Ecol Manage* 357: 259-267.

CARITAT, A.; GARCÍA-BERTHOU, E.; LAPEÑA, R.; VILAR, L.; 2006. Litter production in a *Quercus suber* forest of Montseny (NE Spain) and its relationship to meteorological conditions. *Ann For Sci* 63: 791-800.

CHITI, T.; DÍAZ-PINÉS, E.; RUBIO, A.; 2012. Soil organic carbon stocks of conifers, broadleaf and evergreen broadleaf forests of Spain. *Biol Ferti Soils* 48: 817-826.

CORNWELL, W.K.; CORNELISSEN, J.H.C.; AMATANGELO, K.; DORREPAAL, E.; EVINER, V.T.; GODOY, O.; HOBBIE, S.E.; HOORENS, B.; KUROKAWA, H.; PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; QUESTED, H.M.; SANTIAGO, L.S.; WARDLE, D.A.; WRIGHT, I.J.; AERTS, R.; ALLISON, S.D.; VAN BODEGOM, P.; BROVKIN, V.; CHATAIN, A.; CALLAGHAN, T.V.; DÍAZ, S.; GARNIER, E.; GURVICH, D.E.; KAZAKOU, E.; KLEIN, J.A.; READ, J.; REICH, P.B.; SOUDZILOVSKAIA, N.A.; VAIERETTI, M.V.; WESTOBY, M.; 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecol Lett* 11: 1065-1071.

DÍAZ-PINÉS, E.; RUBIO, A.; MONTES, F.; 2011a. Aboveground soil C inputs in the ecotone between Scots pine and Pyrenean oak in Sierra de Guadarrama. *For Syst* 20: 485-495.

DÍAZ-PINÉS, E., RUBIO, A., VAN MIEGROET, H.; MONTES, F.; BENITO, M.; 2011b. Does tree species composition control soil organic carbon pools in Mediterranean mountain forests? *For Ecol Manage* 262: 1895-1904.

DOBLAS-MIRANDA, E.; ROVIRA, P.; BROTONS, L.; MARTÍNEZ-VILALTA, J.; RETANA, J.; PLA, M.; VAYREDA, J.; 2013. Soil carbon stocks and their variability across the forests, shrublands and grasslands of peninsular Spain. *Biogeosciences* 10: 8353-8361.

GALLARDO, J.F.; GONZÁLEZ, M.I.; 2004. Sequestration of carbon in Spanish deciduous oak forests. In: Schnabel, S., Ferreira, A. (eds.), Sustainability of Agrosilvopastoral Systems: Dehesas, Montados. 341-351. Catena Verlag.

GARTZIA-BENGOETXEA, N., GONZALEZ-ARIAS, A., MARTÍNEZ DE ARANO, I., 2009. Effects of tree species and clear-cut forestry on forest-floor characteristics in adjacent temperate forests in northern Spain. *Can J For Res* 39: 1302-1312.

HERRERO, C.; TURRIÓN, M.B.; PANDO, V.; BRAVO, F.; 2016. Carbon content of forest floor and mineral soil in Mediterranean *Pinus* spp. and Oak stands in acid soils in Northern Spain. *For Syst* 25: 065.

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

PAUSAS, J.G.; 1997. Litter fall and litter decomposition in *Pinus sylvestris* forests of the eastern Pyrenees. *J Veg Sci* 8: 643-650.

PRESCOTT, C.E.; ZABEK, L.M.; STALEY, C.L.; KABZEMS, R.; 2000. Decomposition of broadleaf and needle litter in forests of British Columbia: influences of litter type, forest type, and litter mixtures. *Can J For Res* 30: 1742-1750

RODRÍGUEZ MARTÍN, J.A.; ÁLVARO-FUENTES, J.; GONZALO, J.; GIL, C.; RAMOS-MIRAS, J.J.; GRAU CORBÍ, J.M.; BOLUDA, R.; 2016. Assessment of the soil organic carbon stock in Spain. *Geoderma* 264: 117-125.

RODRIGUEZ-MURILLO, J.C.; 2001. Organic carbon content under different types of land use and soil in peninsular Spain. *Biol Fertil Soils* 33: 53-61.

ROIG, S.; RIO, M.; CAÑELLAS, I.; MONTERO, G.; 2005. Litter fall in Mediterranean *Pinus pinaster* Ait. stands under different thinning regimes. *For Ecol Manage* 206: 179-190.

RUIZ-PEINADO, R.; BRAVO-OVIEDO, A.; LÓPEZ-SENEPLEDA, E.; MONTERO, G.; RÍO, M.; 2013. Do thinnings influence biomass and soil carbon stocks in Mediterranean maritime pinewoods? *Eur J For Res* 132: 253-262.

RUIZ-PEINADO, R.; BRAVO-OVIEDO, A.; MONTERO, G.; RÍO, M.; 2016. Carbon stocks in a Scots pine afforestation under different thinning intensities management. *Mitig Adapt Strateg Glob Change* 21: 1059-1072.

SAN MIGUEL, A.; ROIG, S.; CAÑELLAS, I.; 2008. Fruticeticultura. Gestión de arbustados y matorrales. En: SERRADA, R.; MONTERO, G.; REQUE, J. (eds.): Compendio de silvicultura aplicada en España. 877-907. FUCOVASA-INIA. Madrid.