

La materia orgánica en el suelo

Joan Romanyà¹, Pere Rovira², V. Ramón Vallejo^{1,2}, & M^a José Sanz¹

¹ CEAM, Parc Tecnològic, Ch Darwin 14, 46980 Paterna, València.

² Dept de Biologia Vegetal, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona. Diagonal 645, 08028 Barcelona.

Introducción

Los suelos representan una reserva de C cuantitativamente relevante a escala global. Su importancia en el marco del cambio climático ha sido puesta de manifiesto en diversas convenciones internacionales (pej. Convención del Cambio Climático 1992 y Convención de las Naciones Unidas en Kyoto 1997) a partir de las cuales se han desarrollado protocolos de protección de los sumideros de CO₂, incluido el suelo, y de promoción de prácticas de gestión adecuadas.

El carbono orgánico del suelo se relaciona con los niveles de CO₂ atmosféricos mediante diversos procesos biogeoquímicos. La reserva de C de un suelo es el resultado del balance entre las entradas y las pérdidas y depende sobre todo de dos grupos de factores: las condiciones climáticas y las propiedades del suelo. Ambos grupos de factores ejercen una influencia importante tanto en la producción vegetal como en la descomposición de la materia orgánica. Por este motivo se hace difícil determinar *a priori* de que manera estos dos grupos de factores afectarán a la reserva de materia orgánica de los suelos. La sensibilidad diferencial de la producción vegetal y de la descomposición a estos dos grupos de factores determinará la reserva de carbono orgánico del suelo.

La variación de la producción vegetal en el mundo es más bien pequeña (Franz, 1990) en comparación con las variaciones observadas en las tasas de descomposición (Meentemeyer, 1984). Así pues, en los ecosistemas naturales, la reserva de carbono orgánico en el suelo vendrá determinada en primer lugar a partir de los procesos de descomposición. Algunos autores han estudiado las relaciones que existen a escala mundial entre las variables climáticas y la reserva de carbono en el suelo (Post *et al.* 1982), otros han desarrollado modelos de dinámica del C edáfico a partir de variables climáticas incluyendo además las propiedades del suelo más relevantes para la descomposición y para la estabilización de la materia orgánica (Parton *et al.* 1987, Jenkinson *et al.* 1991). Estos modelos han sido parametrizados en ecosistemas templados y todavía no se han testado ampliamente en condiciones Mediterráneas.

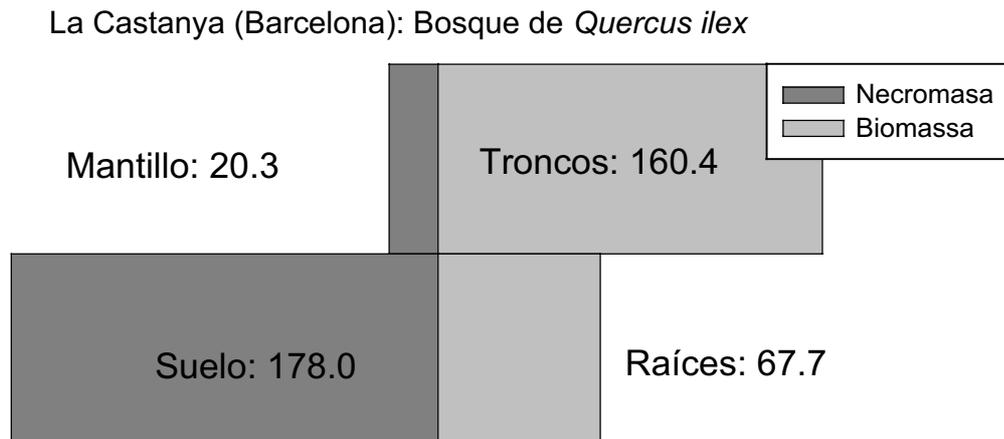


Figura 1. Reserva de materia orgánica (Mg ha⁻¹) en el encinar (*Quercus ilex ssp. ilex*) de La Castanya (Montseny, Barcelona). Datos de Canadell & Rodà (1989) y Hereter (1990).

En la figura 1 se presentan algunos datos sobre el contenido de materia orgánica en varios compartimientos de un ecosistema forestal mediterráneo típico. La reserva de materia orgánica en el suelo mineral, representa el mayor compartimiento de carbono del bosque. Sin embargo, la cantidad de carbono total del suelo (matillo + suelo mineral) contiene una menor reserva de materia orgánica que los árboles (raíces + troncos). Este hecho contrasta con los resultados obtenidos en otros biomas. En la actualidad el contenido de materia orgánica de los suelos de la cuenca mediterránea es bastante bajo, sobretodo cuando se compara con otras áreas templadas. Aunque las características climáticas de la zona mediterránea pueden explicar parcialmente este hecho, la intensiva ocupación milenaria que ha tenido lugar en la cuenca Mediterránea puede también haber reducido el contenido de materia orgánica del suelo. A continuación se presentan algunos datos sobre la reserva de carbono en suelos mediterráneos y como dicha reserva puede verse modificada por cambios en el uso del territorio y por el fuego. También se muestra la sensibilidad de los niveles de materia orgánica en suelos mediterráneos en la gestión del territorio para sentar las bases para incrementar el secuestro de carbono en suelos mediterráneos.

Materia orgánica edáfica y clima

En áreas templadas y boreales el aporte de hojarasca aumenta a medida que la latitud disminuye. Esta relación no se mantiene en la zona mediterránea donde el aporte de hojarasca es menor que en las zonas atlánticas adyacentes y muestra una gran variabilidad independientemente de la latitud (Berg *et al.* 1999). Por otra parte, el aporte de hojarasca en las plantaciones mediterráneas españolas de *Pinus radiata* es mayor que en las plantaciones atlánticas de esta misma especie (Fig. 2).

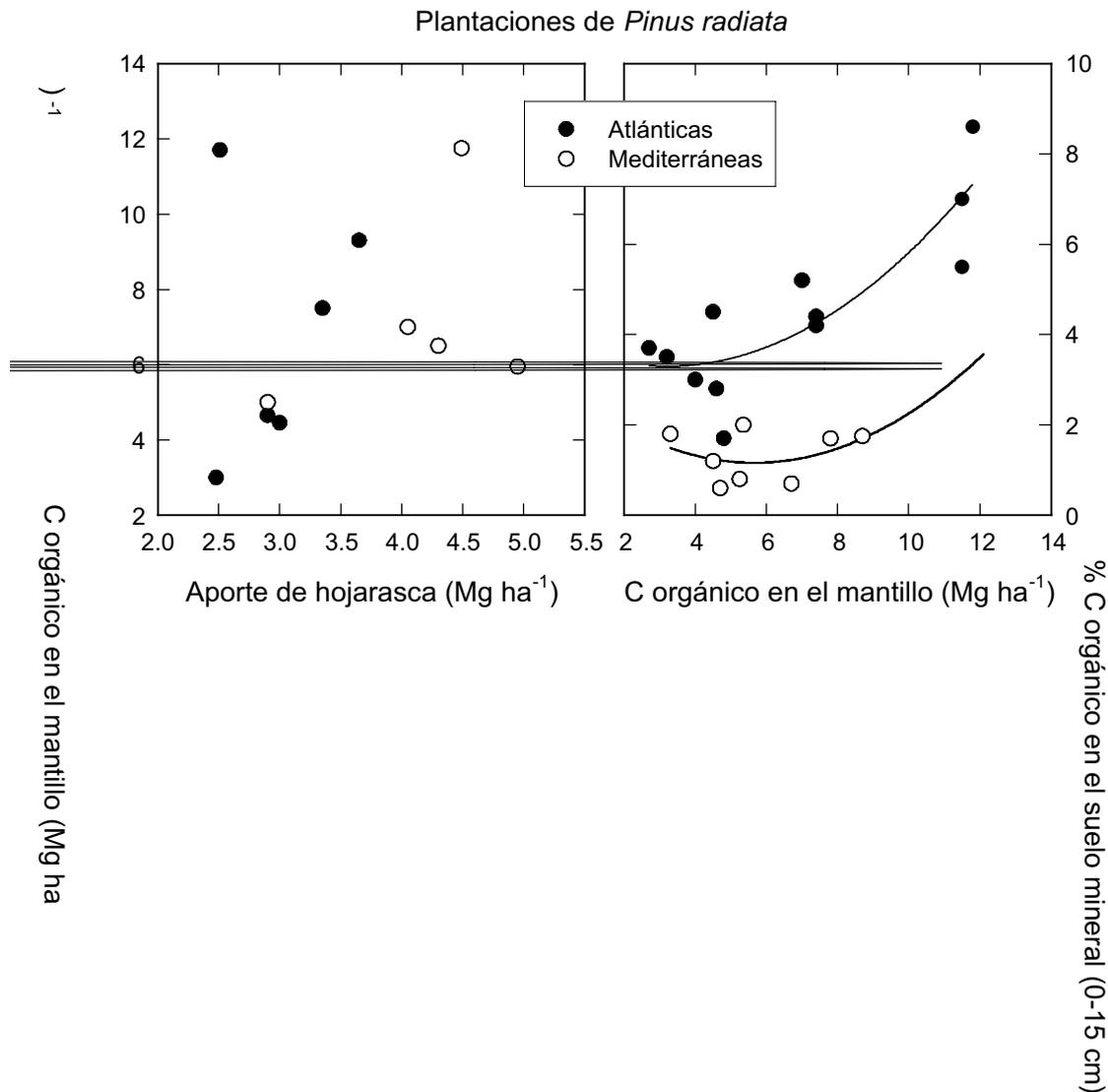


Figura 2. Relaciones entre aporte de hojarasca y carbono orgánicos en el mantillo (izquierda), y entre aporte y carbono orgánico en el suelo mineral (derecha), en una serie de plantaciones atlánticas y mediterráneas de *Pinus radiata* en España.

A partir de estos datos podemos ver en primer lugar que los suelos mediterráneos contiene menos carbono que los suelos atlánticos. Sin embargo, el carbono acumulado en el mantillo no muestra diferencias entre los dos climas. Este hecho sugiere que la descomposición de la materia orgánica es más rápida en los suelos mediterráneos. Las diferencias en la descomposición en el compartimiento de los horizontes orgánicos son menos claras. El principal limitante para la descomposición en los ecosistemas mediterráneos es la sequía. Sin embargo, la sequía puede ser menos limitante para la actividad microbiana que lo que podría parecer. Por un lado los efectos de la sequía disminuyen con la profundidad del suelo (Rovira y Vallejo, 1997). Por otra parte, Casals et al. (2000) observaron que el eflujo de CO₂ en un suelo forestal de *Pinus halepensis* en clima mediterráneo semiárido no disminuía a pesar de la fuerte sequía estival. Sin embargo, durante el periodo de sequía estival la actividad microbiana del suelo superficial se mantuvo muy baja sugiriendo que los eflujos de CO₂ en verano provenían sobretodo de los horizontes profundos. Se ha observado por otra parte, que los microbios del suelo pueden estar activos hasta el límite de -8 MPa en el caso de las bacterias y hasta -10 MPa en el caso de los hongos.

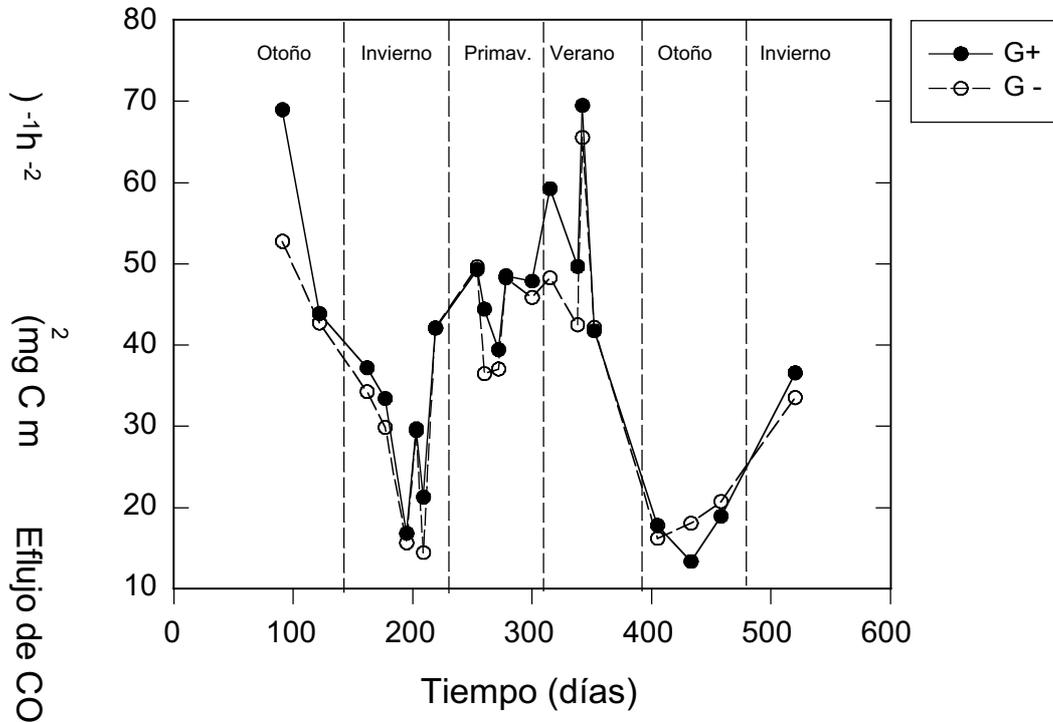


Figure 3. Estacionalidad del eflujo de CO₂ en suelos con gravas y sin gravas (Casals *et al.* 2000).

Carbono edáfico y cambios de uso del territorio

La roturación del suelo produce en poco tiempo grandes pérdidas de materia orgánica edáfica. La magnitud de las pérdidas se relaciona con las distintas técnicas de cultivo que normalmente se asocian con los tipos de cultivo y sobretodo se asocian con las entradas de materia orgánica. En la figura 4 se analizan los cambios de materia orgánica que ocurren como resultado de la roturación y de la posterior forestación en clima mediterráneo en suelos moderadamente ácidos sobre granodioritas. Podemos ver como la materia orgánica en viñas disminuyó hasta un tercio de los niveles originales mientras que en los campos de cereales la pérdida de materia orgánica fue mucho menor. Después de la conversión de los suelos agrícolas en plantaciones de *Pinus radiata* se puede observar una clara recuperación de la materia orgánica en ambos casos. Sin embargo, la recuperación en los campos de cereales es más rápida que en las viñas. La mayor disponibilidad de N en los antiguos campos de cereales puede haber acelerado el proceso de recuperación de la materia orgánica. También podemos observar, en el caso de *Pinus radiata* plantado en antiguos campos de cereales, que la materia orgánica puede incrementar incluso más allá de los niveles del bosque autóctono de *Quercus ilex*. Este hecho se asocia a la menor productividad del bosque autóctono.

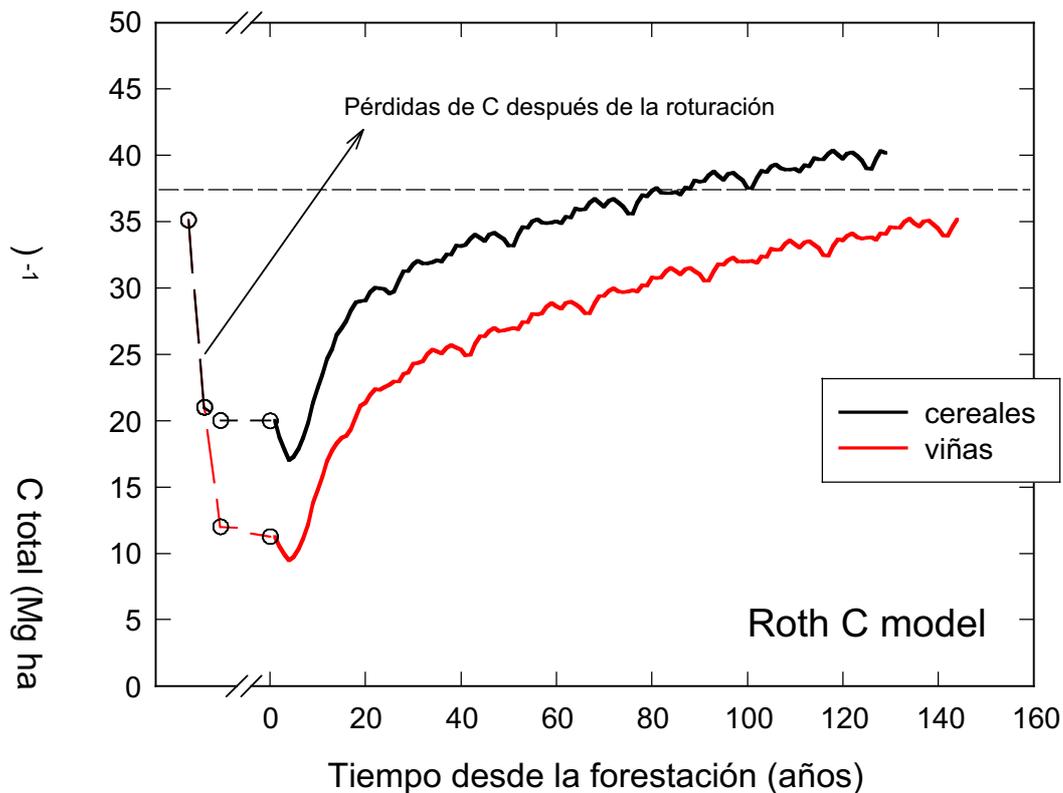


Figura 4. Cambios en el C del suelo después de la roturación y de la forestación con *Pinus radiata* en condiciones mediterráneas según el modelo Roth C. La línea discontinua se refiere a los niveles de carbono del encinar autóctono.

Restricciones en la acumulación de carbono en el suelo mineral

Mientras que en los horizontes orgánicos la acumulación de carbono resulta sobretodo del equilibrio entre el aporte de hojarasca y su descomposición, en el suelo mineral la capacidad de la matriz mineral de estabilizar los componentes orgánicos tiene también una importancia crucial. Los mecanismos por los cuales la materia mineral puede estabilizar la materia orgánica fresca incluyen la protección física a través de la formación de complejos órgano minerales (Skjemstad et al., 1998) o por oclusión de las partículas orgánicas dentro de agregados (Golchin et al., 1994), la precipitación de compuestos orgánicos, sobretodo por el Ca^{2+} aunque también puede haber otros agentes tales como el hierro libre (Duchaufour, 1979). Estos procesos resultan, por lo menos, en una protección parcial de las partículas orgánicas en contra los ataques microbianos. Otras formas de estabilizar carbono en el suelo sería a partir de la generación y acumulación de compuestos recalcitrantes (humificación). Este proceso depende también de las características fisicoquímicas de los horizontes minerales.

La importancia relativa de los distintos tipos de restricciones puede variar de un sitio a otro. Este hecho puede verse a partir del estudio de 58 perfiles edáficos correspondientes a suelos forestales de sobretodo *Quercus rotundifolia* y *Pinus halepensis*, correspondientes a puntos culminales en el semiárido de la provincia de Lérida.

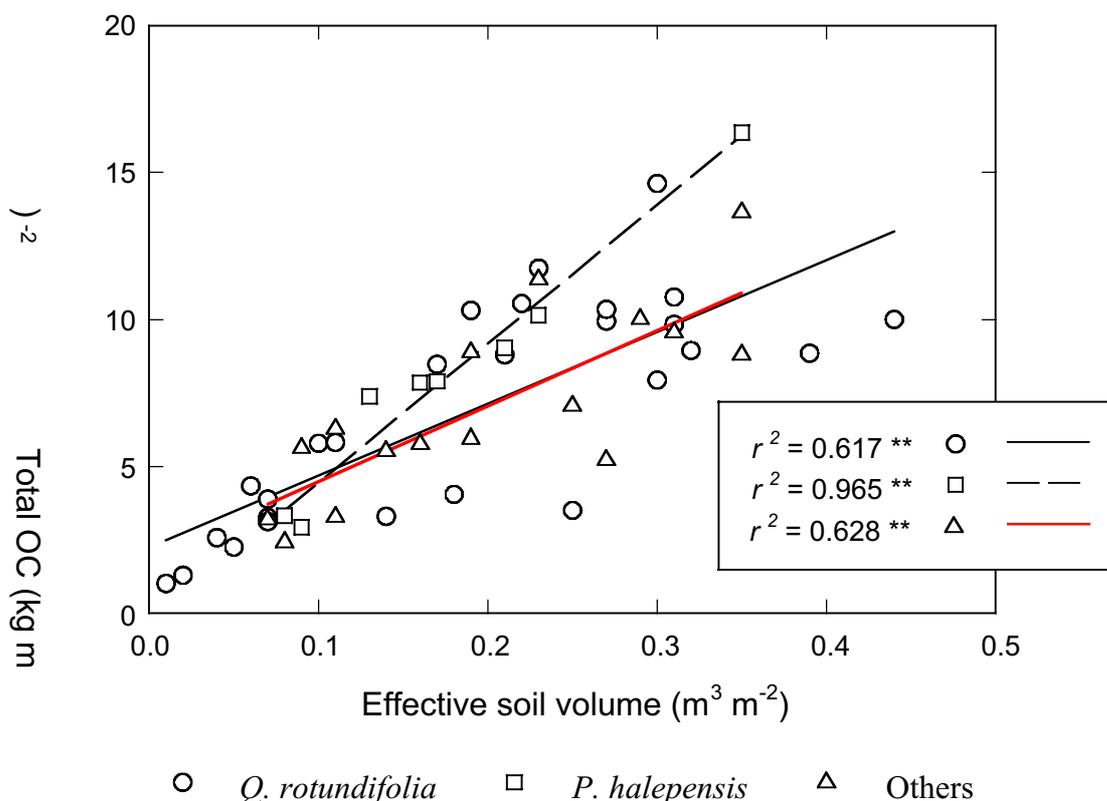


Figura 5. Relación entre el volumen efectivo de suelo y el contenido total de carbono orgánico en el perfil. El volumen efectivo se obtiene restando el volumen estimado de piedras al volumen total del perfil.

La primera restricción que debemos considerar para la acumulación de carbono en un suelo es el volumen de suelo disponible. Existe una buena correlación entre la profundidad del suelo y el carbono orgánico total en el perfil ($r^2 = 0.665^{**}$ en suelos bajo *Q. rotundifolia*, 0.864^{**} bajo *P. halepensis*, y 0.556^{**} bajo otras especies). Sin embargo, la relación es todavía mejor si se considera el volumen efectivo de suelo en $\text{m}^3 \text{m}^{-2}$ (Fig. 5).

En la tabla 1 se observan las relaciones existentes entre materiales finos (limos + arcillas) y el contenido de materia orgánica en un suelo. Todos los valores de r son positivos aunque no siempre son significativos. Para suelos bajo especies diferentes a *Q. rotundifolia*, la relaciones obtenidas son significativas sólo cuando se incluyen los limos. Por otra parte, en los suelos bajo *Q. rotundifolia*, esta relación disminuye ligeramente cuando se incluyen los limos. Estas observaciones sugieren que el papel relativo de cada tamaño de partícula puede variar según las características del material orgánico que entra en el suelo.

Tabla 1. Coeficientes de correlación entre el contenido total de arcilla ($< 2 \mu\text{m}$) y limo más arcilla ($< 50 \mu\text{m}$), y el contenido total de carbono orgánico en el suelo mineral.

Especies	Arcilla		Limo + Arcilla	
	r^2	P \exists F	r^2	P \exists F
<i>Quercus rotundifolia</i>	0.314	0.0023	0.274	0.0051
<i>Pinus halepensis</i>	0.441	0.0723 (ns)	0.699	0.0097
Otros	0.234	0.0578 (ns)	0.339	0.0179

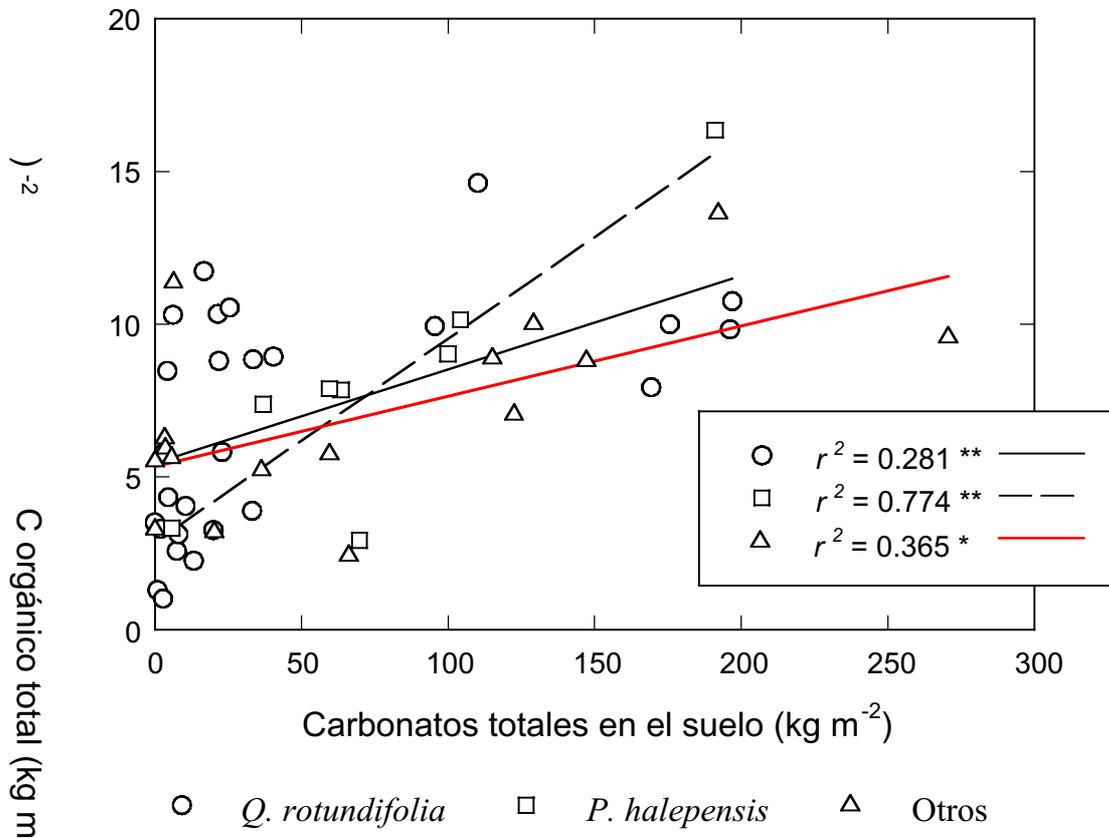


Figura 6. Relación entre carbonatos totales y carbono orgánico total en el perfil de suelo.

La relación positiva que se observa entre el contenido total de carbonatos y el contenido de carbono orgánico puede explicarse, no sólo a partir del efecto del Ca^{2+} en la estabilización de los compuestos orgánicos (Andreux, 1996) sino también por el efecto negativo del exceso de carbonatos sobre la actividad microbológica. Tanto la concentración de carbonatos como la de partículas de materiales finos dependen del material parental. Los suelos sobre marga suelen tener concentraciones de carbonatos más elevadas que los suelos sobre caliza o areniscas calcáreas.

Los incendios forestales como restricción

Los incendios forestales constituyen una característica importante de los ecosistemas mediterráneos. Mientras que se acepta que los incendios forestales ya existían mucho antes de la ocupación humana del territorio, no cabe duda que el impacto antrópico ha incrementado mucho la relevancia del fuego hasta el punto que, en la actualidad, no pueden concebirse los paisajes mediterráneos sin el fuego.

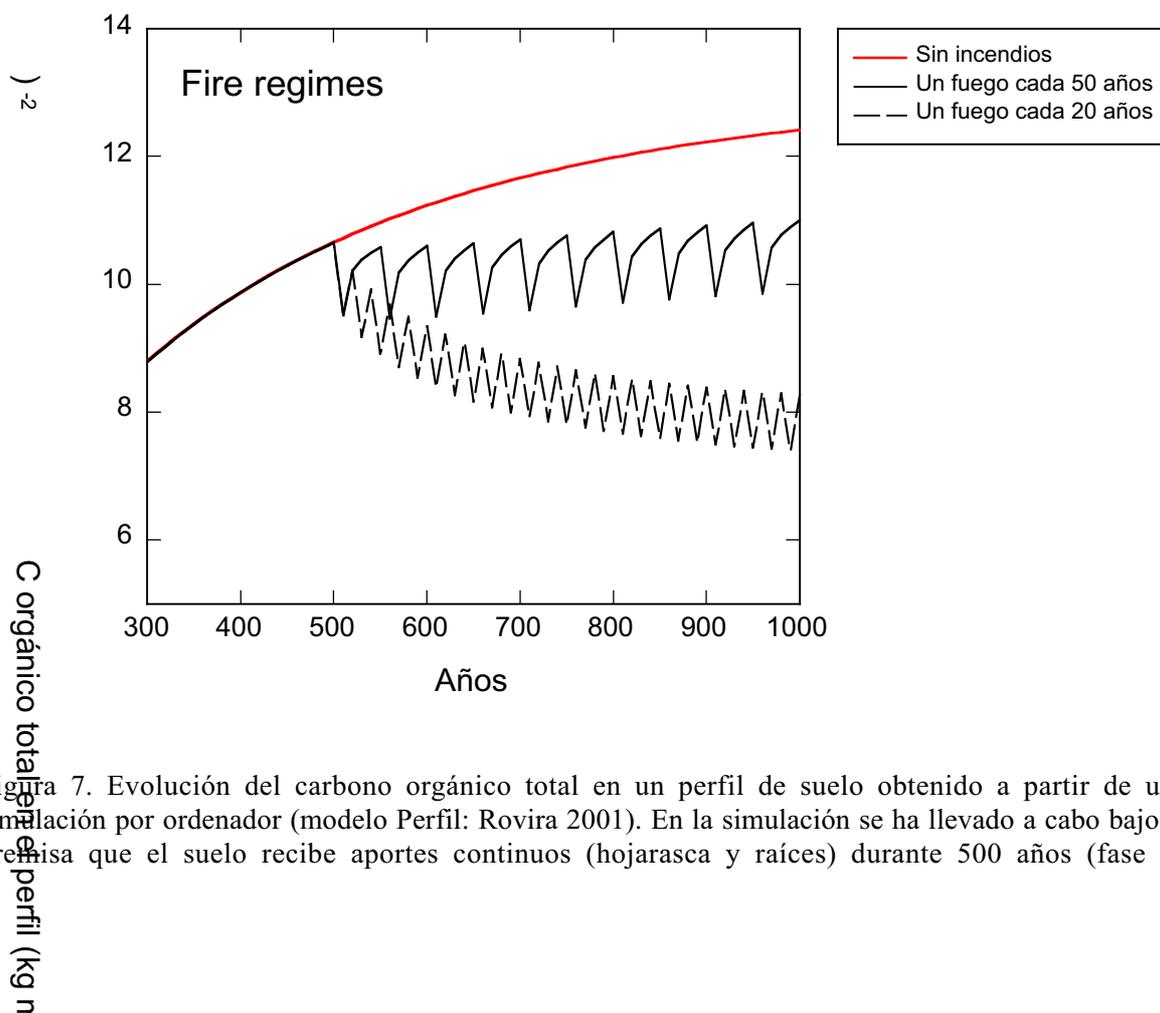
La vegetación mediterránea presenta una gran resiliencia frente al fuego. Por ejemplo, Ferran y Vallejo (1992) estudiaron la recuperación de la vegetación y el aporte de hojarasca después del fuego, en una cronosecuencia de bosques de encina (*Quercus ilex* ssp. *ilex*) en Cataluña (Macizo de Sant Llorenç del Munt). Los resultados de este estudio muestran que dos años después del fuego, el recubrimiento vegetal ya había alcanzado el 100%. En las primeras fases la vegetación herbácea y arbustiva constituía la mayoría del recubrimiento vegetal (*Rosmarinus officinalis*, *Ulex parviflorus*, *Cistus albidus*, *Coriaria myrtifolia*; las tres primeras son especies germinadoras estrictas). La relativa

importancia de estas especies fue disminuyendo a medida que las encinas se recuperaban. Este hecho se vio reflejado en el horizonte L el cual correspondía sobretodo a hojarasca de arbustos hasta los 18 años y a hojarasca de encina en los años posteriores.

Esta situación puede presentar otra cara en condiciones semiáridas o en el caso de una frecuencia de incendios elevada en las que las condiciones locales no permiten un rápido desarrollo de la vegetación. En estas condiciones los incendios producen un importante incremento del riesgo de erosión el cual se implica pérdidas de C edáfico.

Un incendio forestal implica en primer lugar una interrupción de las entradas de carbono en el suelo. Aunque la vegetación puede recuperarse, esta interrupción produce una pérdida de carbono orgánico total en el suelo y, si el fuego se repite periódicamente –tal y como ocurre en muchos bosques mediterráneos- el proceso natural de agradación de carbono orgánico en el suelo puede verse parado o incluso revertido. En las simulaciones mostradas en la Figura 7 puede verse que si la frecuencia de incendios aumenta el contenido total de carbono orgánico en el perfil disminuye.

El árbol más común en los bosques del Sur y del Este de España, *Pinus halepensis*, necesita unos 15 años para producir piñas fértiles; luego si los incendios forestales son suficientemente intensos para matar todos los árboles, y si el intervalo entre dos incendios es menor de 15 años, un bosque de *Pinus halepensis* puede desaparecer. En tal caso, el bosque se transforma en un matorral. Los aportes de materia orgánica en los matorrales mediterráneos serán en general menores que en los bosques. Por otra parte la densidad y la estructura de los matorrales mediterráneos suele favorecer la propagación del fuego con lo que la extensión de los incendios puede aumentar. Todo ello lleva a posibles pérdidas de C en el suelo.



agradación); luego, se introdujeron 3 regímenes de fuego: (a) Control, sin fuegos, (b) Un fuego cada 50 años, y (C) un fuego cada 20 años.

Estudiando el carbono en campos abandonados de la Vall de la Gallinera (Valencia) se observa que los efectos de un único fuego pueden detectarse en algunos casos, tanto en los sitios nunca cultivados como en los matorrales desarrollados en los campos abandonados. Solamente en los campos abandonados recientemente los cambios de carbono edáfico asociados al fuego pueden no ser relevantes (Fig. 8).

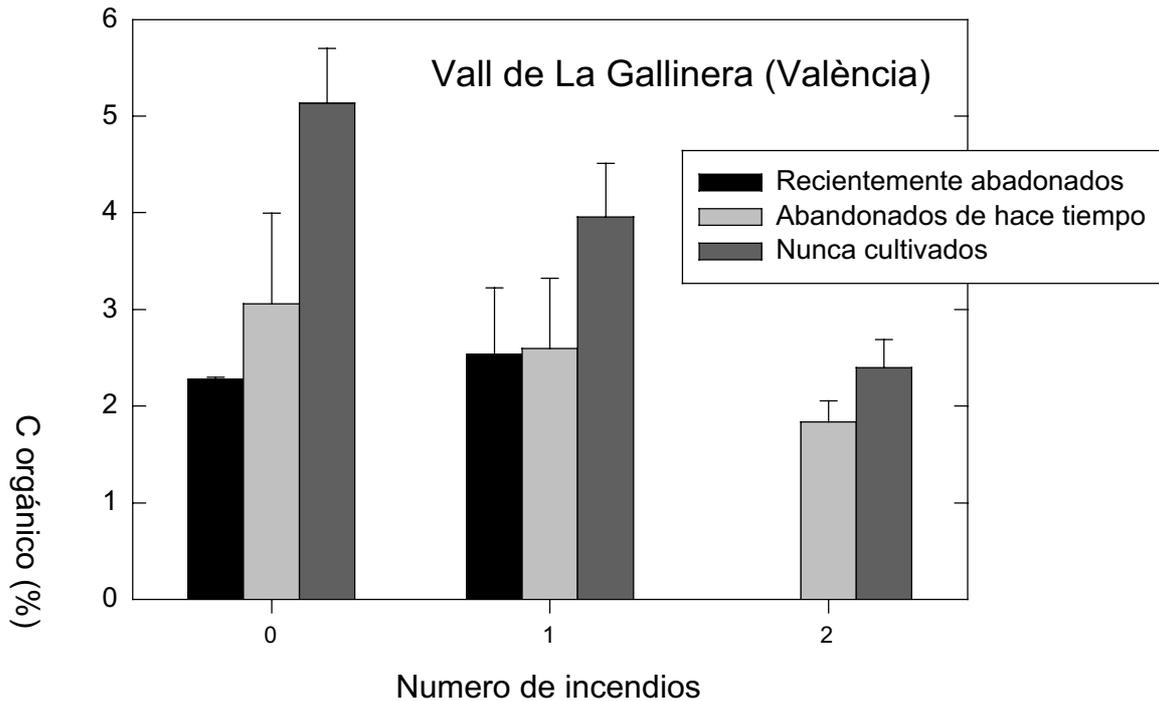


Figura 8. Concentración de carbono en los 5 cm superiores de suelo mineral, en los matorrales de la Vall de la Gallinera (Valencia) situados en campos abandonados y en sitios nunca cultivados. Para la categoría de campos abandonados recientemente con dos incendios no se encontraron parcelas (Duguy, datos no publicados).

Perspectivas de futuro

El Inventario Forestal Nacional (1998) indica que la extensión máxima ocupada por labores agrícolas (incluyendo prados naturales y pastos) en España se alcanzó en el año 1972 y representó un 44.8% del territorio. En 1994 el territorio agrícola había disminuido hasta un 39.4% mientras que los suelos forestales (incluyendo dehesas y matorrales) había incrementado un 51.4% del territorio. A pesar de la gran recurrencia de los incendios forestales existe una tendencia general de recuperación del bosque, de manera que el territorio cubierto por árboles no disminuye. Actualmente la roturación de territorios forestales no ocurre de manera general en España. Por otra parte, algunos de los cambios introducidos en la agricultura más o menos recientemente, tales como la reducción del laboreo y la reintroducción de fertilizantes orgánicos (estiércoles y composts diversos) puede incrementar el contenido de carbono de los suelos. En este contexto parece ser que el contenido de carbono de los suelos españoles puede incrementar. Sin embargo, ya que el proceso que seguramente constituirá la mayor capacidad de secuestrar carbono será la reconversión de suelos agrícolas en forestales, la

mayor incertidumbre en la estima del secuestro de C estará asociada a dicho proceso. La producción vegetal en general y la producción de raíces en particular de las especies que crecen en los territorios agrícolas abandonados o en fase de forestación pueden ser muy relevantes para determinar la tasa de secuestro de C en el suelo.

En las áreas con limitaciones severas para el desarrollo vegetal, tales como los territorios degradados y en zonas semiáridas, el potencial de secuestro de C será menor. En estas condiciones pequeños incrementos de C en el suelo pueden ser relevantes para contrarrestar los procesos de desertificación. Añadir materia orgánica puede también considerarse como una posible metodología de lucha contra la desertificación.

Las pérdidas de C asociadas al fuego dependen mucho del tipo de ecosistema que se quema. En ecosistemas degradados las pérdidas de C ocasionadas por el fuego son pequeñas mientras que en sistemas maduros las pérdidas pueden ser mucho mayores.

Tanto los prados naturales como los pastos contienen cantidades similares de C que los bosques. Los suelos bajo prados muestran una mayor sensibilidad a la gestión que los suelos forestales. Por ejemplo una reducción de la presión de pasto puede traducirse en una disminución del contenido de carbono del suelo. Tanto la importancia de la gestión de los pastos como la de la reconversión de entre prados y bosques constituyen una incertidumbre en términos de balance de carbono.

En resumen, la larga historia de la ocupación humana en los países mediterráneos y los métodos convencionales de cultivo asociados a la agricultura extensiva pueden haber reducido los niveles de materia orgánica de los suelos por debajo de su abundancia natural. En la actualidad los suelos mediterráneos pueden incrementar potencialmente su contenido en carbono sobretodo a través de la forestación y de la gestión agrícola.

REFERENCIAS

- Andreux F. 1996. Humus in world soils. In: A. Piccolo (ed), Humic Substances in Terrestrial Ecosystems. Elsevier, Amsterdam.
- Berg B., Albrektson A., Berg M.P., Cortina J., Johanson M.B., Gallardo A., Madeira M., Pausas J., Kratz W., Vallejo V.R. & McClaugherty C. 1999. Amounts of litter fall in some pine forests in a European transect, in particular Scots pine. *Ann. For. Sci.* 56: 625-639.
- Bottner P., Coûteaux M.M. & Vallejo V.R. 1995. Soil organic matter in Mediterranean-type ecosystems and global climatic changes. A case study: the soils of the Mediterranean Basin. In: Moreno J.M. & Oechel W.C. (Eds.). Anticipated effects of a changing global environment of Mediterranean-type Ecosystems. Springer-Verlag, New York.
- Canadell J. & Rodà F. 1989. Biomasa y mineralomasa subterránea del encinar de la Castanya, Montseny. *Options Méditerranéennes, série Séminaires*, 3: 13-18.
- Casals P., Romanyà J., Cortina J., Bottner P., Coûteaux M.M. & Vallejo V.R. 2000. CO₂ efflux from a Mediterranean semi-arid forest soil. I. Seasonality and effects of stoniness. *Biogeochemistry* 48: 261-281.
- Duchaufour Ph. 1979. *Pédologie*. Vol I: Pédogénèse et Classification. Masson, Paris.
- Ferran A. & Vallejo V.R. 1992. Litter dynamics in post-fire successional forests of *Quercus ilex*. *Vegetatio* 99-100: 239-246.
- Franz E.H. 1990. Potential influence of climatic change on soil organic matter and tropical agroforestry. In: Scharpenseel H.W., Shoamker M., Ayoub A., eds. *Soil on a Warmer Earth*. Elsevier, p. 274.
- Golchin A., Oades J.M., Skjemstad J.O. & Clarke P. 1994. Soil structure and carbon cycling. *Aust. J. Soil Res.* 32, 1043-1068.
- Hereter A. 1990. Els sòls forestals del Massís del Montseny. Ph. D. Thesis, Universitat de Barcelona.
- Jenkinson D.S., Adams D.E. & Wild A. 1991. Model estimates of CO₂ emissions from soil in response to global warming. *Nature* 351: 304-306.
- Meentemeyer V. 1984. The geography of organic matter decomposition rates. *Ann. Assoc. A. Geographers* 74:551-560.
- Varios autores. 1998. Segundo Inventario Forestal Nacional, 1986-1996. Dirección General de Conservación de

- la Naturaleza, Ministerio de Medio Ambiente.
- Parton W.J., Schimel D.S., Cole C.V. & Ajima D.S. 1987. Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1173-1179.
- Post W.M., Emmanuel W.R., Zinke P.J. & Stangenberger A.G. 1982. Soil carbon pools and world life zones. *Nature* 298: 156-159.
- Rovira P, & Vallejo V.R. 1997. Organic carbon and nitrogen mineralization under Mediterranean climatic conditions: The effects of incubation depth. *Soil Biol. Biochem* 29: 1509-1520.
- Rovira P. 2001. Decomposition and stabilisation of organic matter in Mediterranean forest soils: quality, physical protection, and depth effects. Ph. D. Thesis, Universitat de Barcelona.
- Skjemstad J.O., Janik L.J. & Taylor J.A. 1998. Non-living soil organic matter: what do we know about it? *Aust. J. Exper. Agric.* 38: 667-680.
- Vallejo V.R. 1983. Los suelos forestales de la Depresión Central Catalana. Ph. D. Thesis. University of Barcelona.