


FUEGORED

 Red temática nacional
 Efectos de los Incendios
 Forestales sobre los Suelos

Efectos del fuego en el suelo

 Ficha técnica
 FGR2013/09

INVESTIGACIONES RECIENTES SOBRE EL IMPACTO DEL FUEGO EN LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

Autores

- **José M. de la Rosa**
 E-mail: jmrosa@irnase.csic.es
 Instituto de Recursos Naturales
 y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-
 CSIC)
- **Gonzalo Almendros**
 Museo Nacional de Ciencias
 Naturales (MNCN-CSIC)
- **Heike Knicker**
 Instituto de Recursos Naturales
 y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-
 CSIC)
- **Zulimar Hernández**
 Museo Nacional de Ciencias
 Naturales (MNCN-CSIC)
- **Enriqueta Arias**
 Universidad de Alcalá de
 Henares
- **Francisco J. González-Vila**
 Instituto de Recursos Naturales
 y Agrobiología de Sevilla (IRNAS-
 CSIC)

Coordinadores

- **Antonio Jordán**
 Universidad de Sevilla
- **Lorena M. Zavala**
 Universidad de Sevilla
- **Artèmi Cerdà**
 Universitat de València
- **Jorge Mataix-Solera**
 Universidad Miguel Hernández
- **José A. González-Pérez**
 Instituto de Recursos Naturales
 y Agrobiología de Sevilla (CSIC)


 Licencia Creative Commons:
 Reconocimiento-NoComercial-
 SinObraDerivada

■ El fuego es a menudo responsable de severos cambios en las propiedades físicas y químicas de los suelos. En el caso de la materia orgánica (MO) del suelo se han observado cambios en los contenidos totales de Carbono (C) y Nitrógeno (N), alteraciones estructurales en las fracciones húmicas, descenso en su biodegradabilidad, incremento en la hidrofobicidad, etc. (Almendros et al., 1984). Dichos cambios presentan gran importancia a nivel global, toda vez que la MO del suelo constituye la mayor reserva de C de la superficie de la Tierra (Batjes, 1996), de forma que incluso pequeñas alteraciones en su contenido total y sobre todo en su biodegradabilidad se traducen en rápidos cambios en los balances de materia y energía en los ciclos del C. Bajo condiciones naturales, la combustión de la MO es frecuentemente incompleta, sobre todo en los primeros centímetros de profundidad, y depende en gran medida de la humedad del suelo en el momento del incendio. Por todo ello, los incendios forestales se encuentran estrechamente relacionados con los mecanismos de secuestro de C y de N en los suelos forestales (Parker et al., 2001). También se evidencian cambios significativos a nivel molecular en la MO de los suelos afectados por incendios: además de los cambios debidos al aporte de material carbonizado y refractario procedente de la biomasa vegetal, se ha descrito una destrucción selectiva de las estructuras menos resistentes a la degradación térmica, y se ha demostrado la neoformación de estructuras aromáticas mediante reacciones de condensación o formación de compuestos heterocíclicos de N. Esta última circunstancia merece ser resaltada, pues con independencia de la destrucción de MO en forma de CO₂ y agua, y desde el punto de vista estructural, se produce un incremento considerable en la complejidad molecular de la MO en vez de una simplificación, ya que se generan abióticamente compuestos no preexistentes en el suelo, e incluso se condensan compuestos de bajo peso molecular para formar macromoléculas (González-Vila & Almendros, 2004), en contraposición a la idea de que el fuego podría



Figura 1. Ejemplos de biomasa carbonizada por incendios forestales. Fotos: H. Knicker y G. Almendros (Sierra de Madrid, 2005).

tener un efecto predominante de fragmentación de bio- y geomacromoléculas. Estas modificaciones se traducen en efectos específicos en la calidad de la MO (fundamentalmente se incrementa su resistencia a la biodegradación y disminuye su solubilidad tanto en solventes polares como apolares) lo que se manifiesta en propiedades de fácil determinación como son el incremento en la hidrofobicidad, la disminución de sus propiedades coloidales y los cambios en su resistencia a la alteración biológica o química.

Desde los orígenes de la Edafología como ciencia independiente, la MO del suelo ha sido considerada un componente esencial de los suelos. Tanto la génesis como la evolución de los distintos tipos de suelo dependen fundamentalmente de la acumulación de MO, de la formación de un complejo de alteración que incluye la modificación de los componentes minerales (horizonte B), y de una traslocación de materiales a lo largo del perfil. Desde el punto de vista cualitativo, la MO del suelo influye

en sus propiedades físicas y químicas, así como en la disponibilidad de nutrientes para las plantas y el desarrollo de la biomasa microbiana. Debido a su presencia ubicua y a su elevada funcionalidad (de tipo biológico, físico y químico), la MO del suelo participa en mayor o menor medida en la totalidad los procesos biogeoquímicos, que a su vez inciden en la productividad y la conservación de los ecosistemas terrestres, con especial referencia a la estabilidad estructural del suelo y el control de la erosión (Stevenson, 1994). Por todo ello, la MO constituye un factor determinante de la calidad y la “salud” de los suelos, entendida como el conjunto de “características biológicas, físicas y químicas que son esenciales para una productividad sostenible con el mínimo impacto ambiental” (Arias et al., 2005). Por otra parte, la MO del suelo determina la calidad de los ecosistemas, al influir en la composición de la solución del suelo, que a su vez se encuentra estrechamente relacionada con la calidad de las aguas superficiales y subterráneas.

En función del tiempo medio de residencia en el suelo suelen distinguirse diferentes fracciones de MO del suelo: la MO lábil o activa (ciclo rápido del C), que permanece en el suelo algunos años o décadas, y la MO pasiva o refractaria (lento reciclado), que se acumula en el suelo durante siglos o milenios (Balesdent & Mariotti, 1996). Los incendios forestales, así como las prácticas agronómicas basadas en la aplicación del fuego, tales como las quemaduras de matorral o de residuos de cosechas, afectan simultáneamente tanto la cantidad como la calidad de la MO del suelo, y pueden determinar cambios difícilmente reversibles en el balance de C del suelo. El estudio de los efectos de los incendios sobre la MO del suelo resulta muy complejo. Por una parte, la intensidad y duración de las alteraciones dependerá directamente de la severidad del incendio, controlada a su vez por factores ambientales tales como la cantidad, naturaleza y humedad de la vegetación (combustible natural), la temperatura y grado de humedad del aire y el suelo, la velocidad del viento o la topografía (Certini, 2005). Por otra parte, la MO es un compartimiento complejo del suelo, que incluye formas altamente heterogéneas, de estructura variable en función del espacio y del tiempo, e imperfectamente conocidas.

Desde los primeros estudios sobre el efecto del fuego en la MO del suelo se ha prestado especial atención a las alteraciones que produce en la composición molecular de la MO, considerando que posiblemente son cambios en la calidad y no en la cantidad total de MO las que podrían explicar las propiedades y el funcionamiento de los suelos tras la incidencia del fuego. Sin embargo, la participación simultánea de diferentes procesos durante un incendio forestal hace que sea extremadamente difícil cuantificar e incluso reconocer los mecanismos que participan en la transformación de la MO del suelo. Normalmente tiene lugar la degradación y generación simultáneas de sustancias orgánicas, de tal forma que el balance entre uno y otro proceso dependerá tanto de la temperatura como del tiempo de calentamiento, así como de la naturaleza de la MO preexistente en el suelo y su grado de asociación con la fracción mineral. En particular, los métodos convencionales de análisis físico y químico permiten evaluar la incidencia del calentamiento en las propiedades generales de la MO del suelo. Sin embargo, para poder estudiar los cambios estructurales a nivel molecular es necesario combinar técnicas destructivas (tales como los procedimientos de degradación térmica y química) con métodos de caracterización no destructivos (principalmente espectroscópicos).

La influencia del fuego sobre el contenido en C y N orgánicos del suelo ha sido ampliamente estudiada (González-Pérez, 2004; Giovannini et al., 1987; Knicker et al., 2005, etc.). Los resultados son muy variables y una vez más están directamente vinculados a la intensidad del fuego. En incendios de alta intensidad se ha descrito la pérdida de la práctica totalidad de la MO en el horizonte superficial del suelo. Sin embargo, en incendios de media y baja intensidad, el contenido en MO del suelo puede incluso aumentar debido a la incorporación masiva al suelo de necromasa, que incluye tanto la biomasa subterránea de vegetales muertos, como material vegetal parcialmente carbonizado proveniente de las partes aéreas de la vegetación quemada (Figura 1). En cuanto a la relación C/N, suele disminuir en las muestras afectadas por incendios (Chandler et al., 1983).

En términos generales, y dependiendo del tiempo de calentamiento, y de la destilación de compuestos volátiles, la pérdida de C orgánico comienza a temperaturas entre 100 y 200 °C, después de eliminarse el agua higroscópica y constitucional. Por encima de 200 °C empiezan los procesos de "charring" (De la Rosa et al., 2008). Entre 130 y 190 °C la lignina y la hemicelulosa empiezan a ser degradadas (Chandler et al., 1983). Cuando se alcanzan temperaturas por encima de los 300 °C, se producen cambios estructurales, fundamentalmente descarboxilaciones de las sustancias húmicas del suelo, seguidas por la formación "de novo" de estructuras aromáticas altamente resistentes a la oxidación (Knicker et al., 2005).

Estos cambios provocan la aparición de nuevos tipos de sustancias húmicas y, en general, del llamado humus piromórfico, término que hace referencia a un material formado por MO altamente modificada por efecto de la temperatura, generalmente de propiedades coloidales atenuadas (descarboxilación de la MO del suelo) y con alta resistencia a la degradación. Posiblemente la característica estructural de más valor diagnóstico para reconocer el impacto del fuego sobre la MO del suelo sea la acumulación de formas heterocíclicas de N no existentes en los suelos no afectados por el fuego. En particular, la aplicación de ^{13}C y ^{15}N RMN en estado sólido, ha sido fundamental a la hora de confirmar no solo el incremento cuantitativo sino también la neoformación de estructuras aromáticas y de formas heterocíclicas de N, fundamentalmente pirrónicas, en suelos afectados por incendios y que no se encuentran en proporciones detectables por ^{15}N NMR en suelos no afectados por

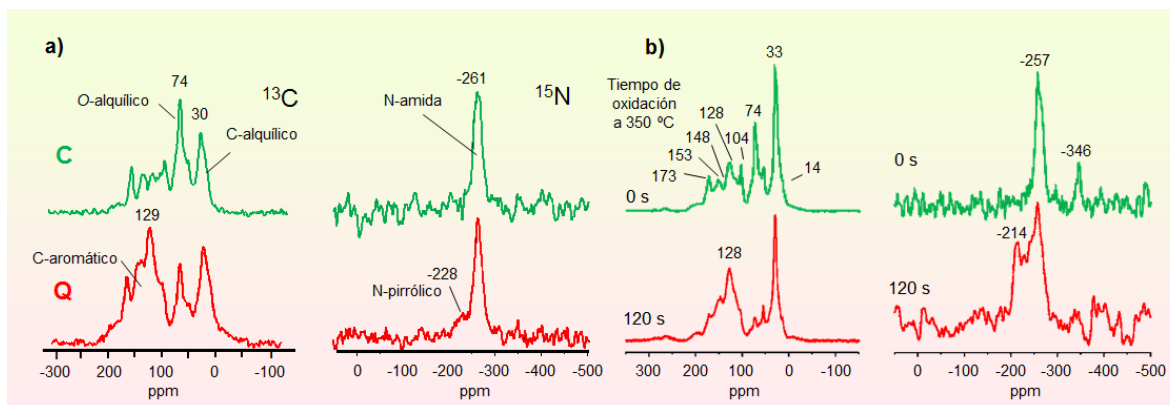


Figura 2. Espectros de Resonancia Magnética Nuclear de ^{13}C y ^{15}N de: a) Suelos afectados (Q, en rojo) y no afectados (C, en verde) por incendio procedentes de la Sierra de Nerva (Huelva, España). b) Muestras de turba sometidas a calentamiento bajo condiciones controladas ($350\text{ }^{\circ}\text{C}$; 0-120s). Tanto C como Q presentaban similares condiciones fisiográficas y ambientales.

quemadas, confirmando su origen pirogénico (Figura 2). Por otra parte, las elevadas temperaturas determinan reacciones de deshidratación, desalquilación y ciclación, con generación de compuestos reactivos y radicales libres que dan lugar a estructuras de C y N altamente condensadas, generalmente recalcitrantes frente a la mineralización (Knicker, 2000).

En general, en suelos afectados por incendios se observa un incremento en la concentración de las sustancias húmicas más estables, huminas y ácidos húmicos, a expensas de las fracciones más lábiles (MO libre y ácidos fúlvicos), efectos comparables a los procesos naturales de maduración, y que normalmente se reconocen por un aumento del grado de polimerización y de humificación. Sin embargo este "humus piromórfico" está constituido por macromoléculas con menos grupos funcionales periféricos, lo que afecta a sus propiedades coloidales y de solubilidad. Estos cambios van frecuentemente asociados a la desorganización de la estructura del suelo, y en muchas ocasiones (sobre todo en suelos con niveles elevados de MO) al aumento en la repelencia al agua, haciéndolo más susceptible a la erosión (DeBano et al., 1976; Almendros et al., 1984; Doerr et al., 2009). Esta disminución en la cantidad de grupos funcionales oxigenados afecta también a la capacidad del material húmico para retener cationes, nutrientes y/o contaminantes del suelo.

Recientemente se han publicado diversas investigaciones sobre el impacto del fuego en la fracción lipídica del suelo como indicador de la intensidad y del efecto residual de

los incendios (v.gr. Almendros et al., 1988; González-Pérez et al., 2004; 2008). Los lípidos del suelo se definen desde un punto de vista operativo como sustancias insolubles en agua pero susceptibles de ser extraídas con disolventes no polares. Constituyen, por tanto, un grupo heterogéneo de compuestos, algunos de ellos altamente sensibles a los cambios ambientales. Por ejemplo, los patrones de distribución de compuestos alquílicos (fundamentalmente alcanos y ácidos grasos) se ven modificados por efecto del fuego. Concretamente, se observa un enriquecimiento relativo en homólogos de bajo peso molecular ($<C_{20}$), y una profunda alteración en el típico patrón consistente en el predominio de cadenas de número impar de átomos C (en el caso de alcanos) o de número par de C (en los ácidos grasos) (Figura 3). Recientemente las relaciones entre algunos compuestos lipídicos se han mostrado como índices válidos para representar la recuperación ambiental de suelos afectados por incendios.

En cuanto al contenido total de lípidos del suelo tras el efecto del incendio, los resultados dependerán en gran medida de las condiciones particulares del fuego, con mayor o menor aporte de biomasa parcialmente quemada. Se han descrito incrementos en la proporción de lípidos en los incendios de media y baja intensidad, debido a la incorporación al suelo de sustancias provenientes de la quema de hojarasca y biomasa vegetal (DeBano et al., 1976), mientras que la concentración de lípidos puede verse reducida significativamente en incendios de alta intensidad donde la biomasa es completamente carbonizada.

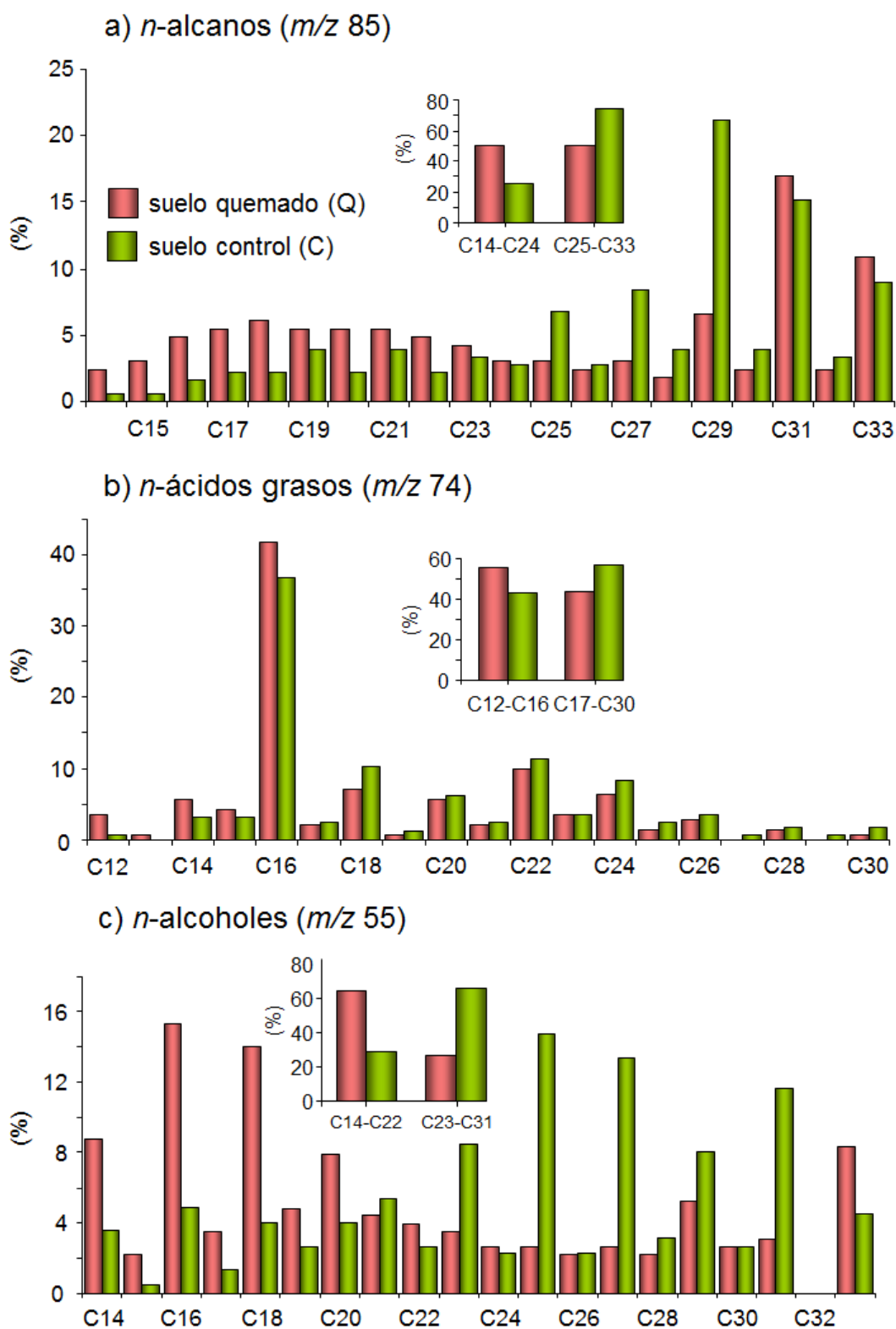


Figura 3. Distribución de compuestos alquílicos extraídos de la fracción lipídica de suelos de la Sierra de Cazorla (Jaén, España). Las muestras de suelo C y Q fueron tomadas de parcelas del mismo ecosistema original, con similares condiciones fisiográficas y ambientales.

En cualquier caso, es necesario resaltar que, incluso en los casos en que el contenido de lípidos disminuye, la hidrofobicidad puede aumentar muy significativamente. Esto sugiere que la repelencia al agua depende en mucha mayor medida de los cambios en las propiedades coloidales y de superficie de la MO, unida a la posible condensación o 'fijación' de lípidos en estructuras macromoleculares no extraíbles (Almendros et al., 2010).

La acumulación de biomasa quemada tras el incendio se encuentra asociada a la presencia de formas de MO altamente condensadas (carbón vegetal, material carbonizado, *black carbon*), que suelen caracterizarse por una naturaleza especialmente recalcitrante frente a la degradación química o microbiana (González et al., 2004). Este hecho es particularmente notable, por cuanto los ecosistemas afectados por el fuego pueden representar importantes sumideros locales de C en el conjunto del ciclo biogeoquímico global (Kuhlbusch & Crutzen, 1995). En ambientes tropicales bien aireados solo una fracción del total del C del suelo (incluso de las formas refractarias) puede ser secuestrada efectivamente en los compartimientos de C estable (ciclo biogeoquímico lento) (Crutzen & Andreae, 1990). Sin embargo en las regiones mediterráneas continentales, donde las condiciones climáticas tampoco favorecen los procesos de humificación sino de mineralización, los factores abióticos, tales como el fuego o la deshidratación por la intensa radiación solar, pueden constituir mecanismos relevantes en la formación de formas estables de MO. En este sentido, los incendios forestales pueden tener una especial trascendencia en el secuestro de C y N a largo plazo (Parker et al., 2001).

El fuego ejerce también efectos significativos sobre la biota del suelo, que pueden afectar la evolución de la MO. Estos cambios son muy complejos, y dependen de diversos factores que interactúan entre sí como son el grado de esterilización del suelo, la formación de cenizas, la formación de MO recalcitrante, el desarrollo de microflora secundaria y otros factores adicionales que regulan la evolución del suelo y merecen ser estudiados con más detalle en un capítulo aparte. En resumen, podemos decir que a corto plazo el fuego suele causar una drástica reducción de la biomasa microbiana del suelo (González-Prieto et al., 1998). Por lo general las bacterias se muestran más resistentes que los hongos a las condiciones post-fuego, produciéndose frecuentemente un incremento en la población bacteriana. Igualmente, tras un incendio, suele tener lugar un incremento en la concentración de

nutrientes asimilables (mayoritariamente en forma de componentes de la cenizas solubles en agua), que estarán disponibles para los organismos. Este efecto "fertilizador" del fuego, que está ligado al incremento en el pH del suelo y al de cationes intercambiables es de sobra conocido desde los inicios de la agricultura.

A pesar de los avances realizados en el estudio de los efectos del fuego en la MO del suelo existen todavía varios aspectos de los que se sabe muy poco y que están generando nuevas líneas de investigación como son entre otros: i) identificar indicadores válidos que permitan establecer y predecir índices de recuperación para escenarios ambientales diversos, ii) llegar a comprender las alteraciones en la estructura y funcionalidad de las sustancias húmicas, iii) evaluar la controvertida estabilidad y biodegradabilidad del "*black carbon*" formado y iv) explicar el efecto de las alteraciones en la MO del suelo en la hidrofobicidad.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al MICINN (España) por la financiación de los proyectos CGL2009-10557 y CGL2008-04296 respectivamente.

REFERENCIAS

- Almendros G, Polo A, Ibáñez JJ, Lobo MC.** 1984. Contribución al estudio de la influencia de los incendios forestales en las características de la materia orgánica del suelo. I: Transformaciones del humus en un bosque de *Pinus pinea* del centro de España. *Revue d'Écologie et de Biologie du Sol*, 21: 7-20.
- Almendros G, Martín F, González-Vila FJ.** 1988. Effects of fire on humic and lipid fractions in a Dystric Xerochrept in Spain. *Geoderma* 42: 115-127.
- Almendros G, González-Vila FJ, Knicker H, Verdejo T, González-Pérez JA, Dettweiler JA.** 2010. Reappraisal of water-repellence-inducing soil organic material in mineral soils after controlled thermal heating. En: Díaz-Raviña M, Benito E, Carballas T, Fontúrbel MT, Vega JA (Eds.), *Research and post-fire Management: Soil Protection and Rehabilitation Techniques for Burnt Forest Ecosystems*, IAG (CSIC), Santiago de Compostela, pp. 91-94.

- Almendros G, Knicker H, González-Vila FJ.** 2003. Rearrangement of carbon and nitrogen forms in peat after progressive isothermal heating as determined by solid-state ¹³C- and ¹⁵N-NMR spectroscopies. *Organic Geochemistry* 34: 1559-1568.
- Arias ME, González-Pérez JA, González-Vila FJ, Ball AS.** 2005. Soil health-a new challenge for microbiologists and chemists. *International Microbiology* 8: 13-21.
- Balesdent J, Mariotti A.** 1996. Measurement of soil organic matter turnover using ¹³C natural abundance. En: Boutton TW, Yamasaki SI (Eds.), *Mass spectrometry of soils*. Dekker, New York, pp. 83-111.
- Batjes NH.** 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science* 47: 151-163.
- Certini G.** 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143: 1-10.
- Chandler C, Cheney P, Thomas P, Trabaud L, Williams D** (Eds.). 1983. *Forest Fire Behavior and Effects*. Fire in Forestry. Wiley, New York.
- Crutzen PJ, Andreae MO.** 1990. Biomass burning in the tropics: impacts on atmospheric chemistry and biogeochemical cycles. *Science* 250: 1669-1679.
- DeBano LF, Savage SM, Hamilton DA.** 1976. Transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Science Society of America Journal* 40: 779-782.
- De la Rosa JM, González-Pérez JA, González-Vázquez R, Knicker H, López-Capel E, Manning DAC, González-Vila FJ.** 2008. Use of pyrolysis/GC-MS combined with thermal analysis to monitor C and N changes in soil organic matter from a Mediterranean fire affected forest. *Catena* 74: 296-303.
- Doerr SH, Woods SW, Martin DA, Casimiro M.** 2009. Natural background' soil water repellency in conifer forests of the north-western USA: Its prediction and relationship to wildfire occurrence. *Journal of Hydrology* 37: 12-21.
- Giovannini G, Lucchesi S, Giachetti M.** 1987. The natural evolution of a burned soil: a three-year investigation. *Soil Science* 143: 220-226.
- González-Pérez JA, González-Vila FJ, Almendros G, Knicker H.** 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International* 30: 855-870.
- González-Pérez JA, González-Vila FJ, González-Vázquez R, Arias ME, Rodríguez J, Knicker H.** 2008. Use of multiple biogeochemical parameters to monitor the recovery of soils after forest fires. *Organic Geochemistry* 39: 940-944.
- Knicker H.** 2000. Biogenic nitrogen in soils as revealed by solid-state carbon-13 and nitrogen-15 nuclear magnetic resonance spectroscopy. *Journal of Environmental Quality* 29: 715-723.
- Knicker H, González-Vila FJ, Polvillo O, González-Pérez JA, Almendros G.** 2005. Fire-induced transformation of C- and N- forms in different organic soil fractions from a Dystric Cambisol under a Mediterranean pine forest (*Pinus pinaster*). *Soil Biology & Biochemistry* 37: 701-718.
- Kuhlbusch TAJ, Crutzen PJ.** 1995. Toward a global estimate of black carbon in residues of vegetation fires representing a sink of atmospheric CO₂ and a source of O₂. *Global Biogeochemical Cycles* 9: 491-501.
- Parker JL, Fernandez IJ, Rustad LE, Norton SA.** 2001. Effects of nitrogen enrichment, wildfire, and harvesting on forest-soil carbon and nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 65: 1248-1255.
- Prieto-Fernández A, Acea MJ, Carballas T.** 1998. Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biology and Fertility of Soils* 27: 132-142.

Cita recomendada:

De la Rosa JM, Almendros G, Knicker H, Hernández Z, Arias E, González-Vila. 2013. Investigaciones recientes sobre el impacto del fuego en la materia orgánica del suelo. Red Temática Nacional Efectos de los Incendios Forestales sobre los Suelos (FUEGORED). Ficha técnica FGR2013/09.