



EL FUEGO Y LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

JOSÉ A. GONZÁLEZ-PÉREZ*, ROCÍO GONZÁLEZ-VÁZQUEZ, JOSÉ M. DE LA ROSA y FRANCISCO J. GONZÁLEZ-VILA

Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC). Avda. Reina Mercedes 10 Sevilla 41012, España.

Tel: +34 95 4624711; Fax: +34 95 4624002

*E-mail: jag@irnase.csic.es

La investigación del grupo de investigación Biogeoquímica Ambiental del Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Sevilla (CSIC) se orienta tanto a la caracterización geoquímica-orgánica de suelos, sedimentos y recursos fósiles con vistas a las reconstrucciones paleoambientales y predicción del cambio climático, como al estudio de factores externos (como el fuego) sobre el componente orgánico del suelo y sus implicaciones en el secuestro de C y en los ciclos biogeoquímicos del C y N. Dichas investigaciones se relacionan con el papel del suelo como reservorio más importante de carbono terrestre, que ha obligado a replantear los resultados anteriores del grupo dentro del nuevo escenario de cambio climático global.

1 INTRODUCCIÓN

Los incendios forestales o las quemadas controladas en sistemas agrarios son fenómenos frecuentes y recurrentes en los agro-ecosistemas mediterráneos. También existen incendios latentes, normalmente incendios subterráneos de turbas como los ocurridos en el año 2009 en España (P.N. de las Tablas de Daimiel). Estos fenómenos producen importantes impactos ecológicos y ambientales que derivan en parte hacia efectos a corto y medio plazo sobre las propiedades físicas, químicas y en la composición, propiedades y dinámica de la materia orgánica (MO) de los suelos. Estos efectos, por implicar a las fracciones más funcionales de los suelos, inducen el deterioro de la salud y calidad del suelo y la aparición de procesos erosivos que tienen como consecuencia la pérdida de un recurso natural no renovable. En España se han estimado tasas muy altas de erosión después de los incendios forestales ($100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) aunque se observa que en unos 2 a 10 años tras el incendio estos valores decrecen hasta alcanzarse una situación cercana a la original (Cerdá, 2004).

El suelo contiene la mayor parte del carbono orgánico de la superficie de la Tierra (2157-2293 Pg). Sólo el 30% del C del suelo está en forma de carbonatos, el 70% restante es C orgánico (Batjes, 1996). Debido a la gran cantidad de C almacenado en los suelos, las pequeñas desviaciones que se producen afectan el balance global de C y el cambio climático. En este sentido, las turberas se forman por la acumulación de materia vegetal durante miles de años que se ha descompuesto parcialmente. A nivel mundial, las turberas son una de las mayores reservas de carbono terrestre, y su reserva es superior a la de los bosques y comparable a la de la atmósfera (Joosten y Clark, 2002). Estos depósitos de materia orgánica se pueden quemar de forma latente, como ocurrió en 2009 en Daimiel; y liberar una gran cantidad de gases de efecto invernadero a la atmósfera.

La estabilización del C en los suelos no se debe sólo a modificaciones de los materiales orgánicos por la actividad microbiana sino que además intervienen factores físicos y químicos externos incluido el fuego (Hatcher Y Spiker, 1988). De esta manera, como consecuencia de las altas temperaturas los incendios producen formas nuevas de C en el suelo y modifican las ya existentes, conduciendo a una disminución de sus propiedades coloidales y a cambios en su resistencia a la alteración química y biológica (González-Pérez et al., 2004). Sin embargo, con frecuencia, los efectos del fuego sobre las propiedades coloidales del suelo son reversibles. Pasado cierto tiempo, los suelos afectados por el fuego, vuelven a recuperar sus propiedades iniciales, su erodibilidad se reduce y su funcionalidad se recupera de forma natural (Cerdá, 2004; Jordán et al., 2010). De esta manera, es posible encontrar indicadores del grado de recuperación de la calidad en los suelos afectados por incendios, tanto de orden bioquímico como fisicoquímico.

2 EL FUEGO A ESCALA GLOBAL

Los incendios de vegetación son un fenómeno global que ocurre de forma reiterada en los bosques tropicales de Brasil e Indonesia, los templados de los Estados Unidos de América y Europa, los boreales de China y Canadá, en las sabanas tropicales Africanas y en las tierras cultivadas de todo el mundo (Levine, 1996a). A escala global entre 530 y 555 x 106 Ha de terreno se ven afectadas por el fuego anualmente. Al año se queman entre 10 y 15 x 106 ha de bosque boreal y templado, 20 y 40 x 106 ha de bosque tropical y hasta 500 x 106 ha de sabanas y bosques tropicales y subtropicales (Goldammer, 1995). Estos fuegos representan un 60 % del total de las 87 Gt de biomasa que se quema cada año en el mundo. En las zonas mediterráneas, el fuego es un fenómeno recurrente y un factor que afecta a la evolución de los ecosistemas; en el periodo 1992-1997, hasta un 91 % de todos los incendios forestales en la UE ocurrieron en los países del Mediterráneo y un 40.6 % del área quemada total correspondió a España. De esta forma, el fuego se considera como el principal factor desestabilizador en el ecosistema Mediterráneo (Trabaud, 1984; Naveh, 1990; Barbero et al., 1998).

Otro aspecto importante, aunque menos estudiado, es la ocurrencia de fuegos latentes. La combustión latente (*smouldering* en inglés) es la forma lenta y sin llama con la que se queman algunos sólidos, como los depósitos de turba y las betas de carbón. Se desarrolla por el calor desprendido cuando el oxígeno ataca directamente la superficie de un sólido combustible (Rein 2009). El rango de temperaturas, la velocidad de propagación y el calor liberado neto son bajos comparados con una llama. El rango de temperaturas típicas está entre 500 y 800 °C (Rein et al. 2008), mientras que una llama está entre 900 a 1200 °C. Un incendio latente se propaga a una velocidad baja, del orden de 1-5 cm/h (Rein et al. 2008), determinada principalmente por la velocidad a la que el oxígeno se transporta a través del subsuelo hasta la zona de

reacción y provoca drásticos cambios fisicoquímicos de los materiales (Rein, 2009). En 1997 los fuegos latentes de Indonesia destruyeron 790000 ha de turberas y produjeron una nube de humo que cubrió gran parte del sudeste de Asia. La emisión de C estimada fue estimada en 13-40 % de la media anual de emisiones globales y contribuyó al mayor aumento registrado en la concentración de CO₂ en la atmósfera registrado hasta ese año (Page et al. 2002). La combustión latente de turberas también ocurre en zonas templadas y boreales (Rein et al., 2008). Por ejemplo, hay documentados casos en América del Norte, Siberia, las islas Británicas, Islas Malvinas, África Meridional, y España (Parque Nacional de Daimiel).

3 EL FUEGO Y LA HIDROFOBICIDAD/ESTABILIDAD ESTRUCTURAL DE LOS SUELOS

Los fuegos provocan cambios en las propiedades coloidales de los suelos que se traducen principalmente en un aumento de la hidrofobicidad o repelencia al agua (Doerr et al., 1996, 2000). Existen estudios sobre la repelencia al agua de los suelos desde el primer cuarto del s. XX, aunque éstos no se generalizaron hasta los años 60 y 70, apareciendo ya numerosos trabajos y estudios sobre la hidrofobicidad con especial atención al efecto del fuego así como al desarrollo de estrategias para la mejora de las tierras afectadas (Salgado et al., 1995; DeBano 1998; Doerr et al., 2000; Shakesby et al., 2000). En este mismo período, se desarrollaron los métodos de laboratorio que permiten la medida de la repelencia al agua, tales como el test del Tiempo de Penetración de la Gota de Agua (WDPT) y de Molaridad de la Gota de Etanol (MED) (Tschapek, 1984; Letey et al., 2000). A partir de los años 80, la investigación se diversificó notablemente, extendiendo las aplicaciones de estos estudios a los campos de la Edafología, Agricultura, Geomorfología, Geoquímica e Hidrología. Hoy se acepta con carácter casi universal que la hidrofobicidad está causada en última instancia por sustancias orgánicas apolares o con cadenas apolares (similares en estructura química, por ejemplo, a los fosfolípidos de las biomembranas), producto de la actividad metabólica de los seres vivos, o bien derivadas de su descomposición biótica o abiótica (Doerr et al., 2000; DeBano 2000).

España es uno de los países de la cuenca mediterránea más afectados por incendios forestales (Moreno et al., 1998). Además de los perjuicios económicos, los incendios conllevan importantes alteraciones en las características de los suelos. La destrucción de materia orgánica, la pérdida de nutrientes o la acumulación de sustancias hidrofóbicas afectan a la capacidad de infiltración de los suelos (Badía y Martí, 2003 a,b). Además el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo descubierto, aumenta la escorrentía superficial y la erosión (Badía et al., 2008). Las pérdidas de suelo tras un incendio están condicionadas por la rapidez con que se produce la recolonización vegetal, que está a su vez controlada por factores climáticos, topográficos y edáficos, y por las características de los eventos pluviométricos post-incendio. También se ha observado que la intensidad del fuego puede afectar sus propiedades físicas y químicas (Badía y Martí, 2003a, b), o que la pendiente también es un factor a tener en cuenta, pues afecta al crecimiento vegetal, la generación de escorrentía y la evapotranspiración (Badía et al., 2007; Badía y Martí, 2009).

La hidrofobicidad, entendida como la resistencia de un suelo a humectarse, es una de sus características naturales y se agudiza cuando el suelo se seca. Entre los agentes naturales generadores de sustancias orgánicas responsables de la repelencia al agua cabe mencionar las plantas superiores y los hongos, entre ellos los formadores de asociaciones micorrícicas con las raíces (Almendros et al., 1984a; Mataix-Solera et al., 2007).

Cuando un suelo se somete a temperaturas elevadas se generan sustancias orgánicas de origen pirolítico, entre otros hidrocarburos resultantes de la combustión incompleta de biomasa cuyo carácter marcadamente hidrofóbico intensifica notablemente las propiedades de repelencia al agua de los suelos. Se ha constatado que a temperaturas inferiores a 175 °C apenas se registran variaciones en el comportamiento hidrofóbico de los suelos, intensificándose la hidrofobicidad a partir de los 200 °C hasta un umbral máximo de temperatura en que la hidrofobicidad cae y que corresponde a la destrucción total de la MO. El valor de este umbral térmico oscila entre los 280 °C y los 400 °C (Almendros et al., 1990; Salgado et al., 1995; Fernández et al., 1997; Robichaud et al., 2000; Doerr et al., 2000).

Se ha constatado que la repelencia al agua es una característica discontinua en el espacio, tanto en sentido horizontal como vertical, lo cual resulta ser especialmente (aunque no exclusivamente) válido en suelos afectados por incendios, de modo que en el campo, no es frecuente hallar capas hidrofóbicas continuas en los suelos, y se localizan manchas o parches afectados por esta circunstancia (Jordán et al., 2008). La variabilidad espacial de determinados tipos de suelos, así como su comportamiento en suelos quemados, también siguen un patrón irregular, que está relacionado con la tipología del suelo y con la influencia del binomio clima-vegetación. La variabilidad de la repelencia al agua es también temporal, ya que el comportamiento hidrofóbico de un suelo desaparece cuando el suelo se humecta. Por tanto, la hidrofobicidad está sujeta a variaciones estacionales según las condiciones climáticas del entorno, sobre todo la pluviometría (DeBano, 2000; Shakesby et al., 2000).

Por otro lado, los incendios forestales producen una disminución de la estabilidad del suelo (Giovannini y Lucchesi, 1983; Jordán et al., 2011) como consecuencia de la pérdida de MO por combustión (Badía y Martí, 2003a, b), o de otros factores clave en la estabilidad de un suelo, como son la cubierta vegetal, la mesofauna o los microorganismos. Sin embargo, la estabilidad de los agregados que consigan superar la acción del fuego puede ser mayor gracias al incremento en la proporción de óxidos, que actúan como elementos cementantes (Giovannini y Lucchesi, 1983). También puede observarse la tendencia contraria en el caso de incendios de baja intensidad o de copas (Ibáñez et al., 1983; Mataix-Solera y Doerr, 2004), tras los cuales la estabilidad del suelo puede aumentar debido i) a la formación de una capa hidrofóbica en la superficie externa de los agregados, que contribuye a su resistencia frente a la disgregación (Mataix-Solera y Doerr, 2004) y ii) como consecuencia del aporte de material vegetal fresco que no ha sufrido una combustión completa (Ibáñez et al., 1983; Almendros et al., 1990). De esta forma, la comprensión de fenómenos tales como la erosión post-incendio (entre otros), pasa por un mejor conocimiento de los fenómenos de agregación y del desarrollo de la repelencia al agua (Jordán et al., 2011).

4 EL FUEGO Y LA MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO

El modelo más simple asume que los productos finales de la quema de biomasa son vapor de agua, CO₂ y elementos minerales contenidos en las cenizas. Sin embargo, bajo condiciones naturales la combustión es incompleta, produciéndose además CO, CH₄, H₂, una amplia variedad de hidrocarburos y material particulado (Cofer et al., 1997). Por ello, durante los incendios de la vegetación, se producen modificaciones más o menos importantes de las formas de C y N existentes además de crearse “de novo” moléculas orgánicas resistentes a la oxidación (Schulze et al., 2000; González-Pérez et al., 2004; Knicker et al., 2005). En general, estos cambios provocan la aparición de una forma nueva de sustancia húmica o humus piromórfico. Se trata de un humus con estructuras moleculares modificadas y propiedades coloidales disminuidas y,

cómo hemos comprobado mediante incubación, más resistente a la degradación (Almendros et al., 1984b; González-Vila y Almendros, 2003).

Se conoce bastante bien el efecto global que tienen los incendios forestales en la liberación de CO₂ y de otros gases de efecto invernadero a la atmósfera a expensas de la biomasa aérea del ecosistema (Crutzen y Goldammer, 1993; Levine, 1996b), que representan la mayor parte de las formas lábiles o activas del C de los ecosistemas. También se ha estudiado el efecto del fuego como fuerza evolutiva para plantas y otras especies terrestres que en el curso del tiempo han coevolucionado con él (Ahlgren y Ahlgren, 1960; Pyne, 1996; Keeley y Zedler, 1998), fuerza que incluye al hombre (Pyne y Goldammer, 1997; Caldararo, 2002). Sin embargo, son menos conocidos los efectos del fuego sobre la MO del suelo, principalmente sobre los cambios cuantitativos y cualitativos que provoca en su dinámica y por ello en la salud general del suelo.

4.1 EFECTO DEL FUEGO EN LA FRACCIÓN LIPÍDICA DEL SUELO

La fracción lipídica del suelo constituye un grupo heterogéneo de sustancias orgánicas hidrófobas que van desde ácidos grasos a sustancias más complejas como esteroides, terpenos, clorofilas, grasas, ceras y resinas. A pesar de su pequeña proporción (2 - 6 % del humus), tienen una gran importancia por tratarse de sustancias fisiológicamente activas (Daniel et al., 1990; Stevenson, 1994). Después de un incendio forestal se observa un incremento de hasta 6 veces del contenido lipídico del suelo (Almendros et al., 1988) debido a sustancias orgánicas liberadas durante la combustión de la biomasa (DeBano et al., 1970, 1976, 2000) y que son, en gran medida, responsables de los fenómenos de repelencia al agua y el aumento de la erodibilidad observados en suelos afectados por incendios (Savage, 1974; Giovannini y Luchessi, 1983; Stevenson, 1994; Daniel et al., 1990). Una tendencia general en suelos quemados es el acortamiento de la longitud de cadenas de los lípidos libres (compuestos alquílicos: alquenos, ácidos grasos y alcoholes) (Almendros et al., 1988), así como cambios en la abundancia relativa de fenoles (Tinoco, 2000). Otros efectos del fuego son: la presencia de levoglucosanos formados durante la pirólisis de celulosas (Elias et al., 2001); incremento de los ácidos benzenocarboxílicos por destilación térmica de necromasa (Almendros et al., 1990) y descriptor válido del impacto del fuego sobre la materia orgánica del suelo (Glaser et al., 1998). Mediante técnicas de N₁₅ RNM se han detectado formas pirrónicas de N en suelos incendiados que no se encuentran en suelos no afectados (Knicker et al., 1993; Knicker y Skjemstad, 2000).

Recientemente el grupo de FUEGORED del IRNAS-CSIC ha estudiado en detalle éstos cambios logrando caracterizar una serie de cambios en la composición molecular de la fracción lipídica de suelos afectados por incendios forestales, basados en proporciones entre moléculas sencillas (alcanos, alcanoles y ácidos grasos), que se encuentran en todos los suelos y que pueden utilizarse como indicadores específicos, tanto del efecto del fuego sobre el suelo, como de su recuperación tras el incendio (marcadores biogeoquímicos) (González-Pérez et al., 2008; de la Rosa et al., 2008a,b; González-Vázquez, 2011).

4.2 EFECTO DEL FUEGO EN LAS FRACCIONES ORGÁNICAS MÁS REFRACTARIA DEL SUELO

En general, tanto en suelos naturales afectados por incendios, como en experimentos controlados en el laboratorio, se observa un aumento de la fracción más estable de las sustancias húmicas (huminas y ácidos húmicos) a expensas de las fracciones más lábiles (materia orgánica libre y ácidos fúlvicos) (Almendros et al., 1990; Fernández et al., 1997; González-Vila y Almendros, 2003). Estos efectos del fuego sobre la MO son

comparables con los procesos naturales de maduración y, de manera general, implican el incremento del grado de polimerización y de humificación (Almendros et al., 1984b; González-Vila y Almendros, 2003). Sin embargo, hay diferencias estructurales importantes entre las sustancias húmicas formadas mediante procesos naturales de biodegradación y humificación y aquellas formadas por el efecto del fuego; mientras que los procesos biológicos conducen a la formación de materiales macromoleculares ricos en grupos carboxílicos, el humus piromórfico contiene menos grupos funcionales externos, lo que afecta a sus propiedades coloidales y a una pérdida de solubilidad. Ésto, se cree que contribuye a la desorganización de la estructura del suelo haciéndolo más erodible (Almendros et al., 1990, 1992). La reducción de grupos funcionales oxigenados afecta también a la capacidad del material húmico para retener cationes, nutrientes y/o contaminantes del suelo. El calor produce además reacciones de deshidratación y ciclación (Baldock y Smernik, 2002), lo que resulta en la producción de estructuras muy condensadas de carbono (“Black Carbon”), que pueden incluir otros elementos como nitrógeno (“Black Nitrogen”), muy resistentes a la mineralización (Almendros et al., 2003; González-Pérez et al., 2002; González-Vila et al., 2002; Knicker, 2000; Knicker et al., 1993, 1997, 2005; Piedra-Buena et al., 2010) y que, a pesar de su relevancia en el secuestro de formas de C y N en los suelos afectados por incendios, presenta muchas dificultades para su caracterización y cuantificación (Hammes et al., 2007).

Referencias

- Ahlgren, Y.F.; Ahlgren, C.E. *The Botanical Review* 20: 33-39; 1960
- Almendros, G.; González-Vila, F.J.; Martín, F. *Soil Sci.* 149: 158-168; 1990
- Almendros, G.; González-Vila, F.J.; Martín, F.; Fründ, R.; Lüdemann, H.-D. *Sci. Total Environ.* 117/118: 63-74; 1992
- Almendros, G.; Knicker, H.; González-Vila, F.J. *Org. Geochem.* 34: 1559-1568; 2003
- Almendros, G.; Martín, F.; González-Vila, F.J. *Geoderma* 42: 115-127; 1988
- Almendros, G.; Polo, A.; Ibáñez J.J.; Lobo M.C. *Revue d'Écologie et Biologie du Sol* 21: 7-20; 1984a
- Almendros, G.; Polo, A.; Lobo M.C.; Ibáñez J.J. *Revue d'Écologie et Biologie du Sol* 21:154-160; 1984b
- Badía, D., Martí, C. *Arid Land Research and Management*, 17, 23-41; 2003a
- Badía, D., Martí, C. *Arid Land Research and Management*, 17, 55-69; 2003b
- Badía, D.; Valero, Gracia, A.; Martí, C. Molina, F. *Arid land Res. & Management*, 21: 67-79; 2007
- Badía, D.; Martí, C.; Aguirre, J.; Echeverría, M.T.; Ibarra, P. *Arid Land Res. & Management*, 22: 286-295; 2008
- Badía, D., Martí, C., En: Cerda, A. y Mataix, J. (Eds) *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España*. Univ. València. 529 pp. Valencia; 2009
- Baldock, J.A.; Smernik, R.J. *Org. Geochem.* 33, 1093-1109; 2002
- Barbéro, M.; Loisel, R.; Quezel, P. In: Richardson, D.M., Ed. *Ecology and Biogeography of Pinus*, Cambridge University Press, Cambridge; 1998
- Batjes, N.H. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 151-163; 1996
- Caldararo, N. (2002 *Sci. Total Environ.* 292:141-165; 2002
- Cerdà, A. *Geophysical Research Abstracts*, 6, 07193; 2004
- Cofer, W.R.III; Koutzenogii, K.P.; Kokorin, A.; Ezcurra, A. In: Clark, J.S. et al. Eds. *Sediment Records of Biomass Burning and Global Change*. NATO ASI Series, Vol. I 51. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, Germany; 1997
- Crutzen, P.J.; Goldammer, J.G. eds. *Fire in the environment: the ecological, atmospheric, and climatic importance of vegetation fires*. John Wiley, NY; 1993
- Daniel, H.; Schnitzer, M.; Mehuys, G.R. In: Bolag, J.M.; Stotzky, G. eds. *Soil Biochemistry*, vol. 6. Marcel Dekker, NY; 1990
- DeBano, L.F. J. *Hydrol.* 231/232: 195-206; 2000
- DeBano, L.F.; Mann, L.D.; Hamilton, D.A. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 34: 130-133; 1970
- DeBano, L.F.; Savage, S.M.; Hamilton, D.A. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 40: 779-782; 1976
- De Bano, L.F. et al. John Wiley & Sons Inc. New York; 1998
- De la Rosa, J.M., González, J.A., González-Vázquez, R., Knicker, H., López-Capel, E., Manning, D.A.C., González-Vila F.J. *Catena* 74: 296-303; 2008a
- De la Rosa, J.M., Knicker, H., López-Capel, E., Manning, D.A.C., González-Pérez, J.A., González-Vila F.J. *Soil Sci. Soc. Am. J.*: 72: 258-267; 2008b
- Doerr, S.H.; Shakesby, R.A.; Walsh R.P.D. *Catena*, 27: 25-47; 1996.
- Doerr, S.H.; Shakesby, R.A.; Walsh R.P.D. *Earth Science Reviews*, 51: 33-65; 2000
- Elias, V.O.; Simoneit, B.R.T.; Cordeiro, R.C.; Turcq B. *Geochem. Cosmochem. Acta* 65: 267-272; 2001

- Fernández, I.; Cabaneiro, A.; Carballas, T. *Soil Biol. Biochem.* 29: 1-11; 1997
- Giovannini, G.; Lucchesi, S. *Soil Sci.* 136, 231–236; 1983
- Glaser, B.; Haumaier, L.; Guggenberger, G.; Zech W. *Org. Geochem.* 29: 811–819; 1998
- Goldammer, J. P. Paper presented at Forests and Global Climate Change: Forests and the Global Carbon Cycle; 1995
- González-Pérez J.A., González-Vila F.J., Almendros G., Knicker H. *Environ. Int.* 30: 855-870; 2004
- González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., González-Vázquez, R., Arias, M.E., Rodríguez, J., Knicker, H. *Organic Geochemistry* 39: 940-944; 2008
- González-Pérez, J.A.; González-Vila, F.J.; Polvillo, O.; Almendros, G.; Knicker, H.; Salas, F.; Costa, J.C. In: Viegas, D.X. ed. *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*. Millpress, Rotterdam; 2002
- González-Vázquez, R. Resumen de la Tesis Doctoral en este número de FLAMMA. 2011
- González-Vila, F.J.; Almendros, G. In: Ikan, R. ed. *Natural and Laboratory Simulated Thermal Geochemical Processes*. Kluwer Academic Pub. 2003
- González-Vila, F.J.; González, J.A.; Polvillo, O.; Almendros, G.; Knicker, H. In: Viegas, D.X. ed. *Forest Fire Res. & Wildland Fire Safety*. Millpress, 2002
- Hammes, K., Schmidt, M.W.I., Smernik, R.J., Currie, L.A.R., Ball, W.P., Nguyen, T.H., Louchouart, P., Houel, S., Gustafsson, Ö., Elmquist, M., Cornelissen, G., Skjemstad, J.O., Masiello, C.A., Song, J., Peng, P., Mitra, S., Dunn, J.C., Hatcher, P.G., Hockaday, W.C., Smith, D.M., Hartkopf-Fröder, C., Böhmer, A., Lüer, B., Huebert, B.J., Amelung, W., Brodowski, S., Huang, L., Zhang, W., Gschwend, P.M., Flores-Cervantes, D.X., Largeau, C., Rouzaud, J.-N., Rumpel, C., Guggenberger, G., Kaiser, K., Rodionov, A., Gonzalez-Vila, F.J., Gonzalez-Perez, J.A., de la Rosa, J.M., Manning, D.A.C., López-Capél, E., Ding, L. *Global Biogeochemical Cycles* 21: GB3016; 2007. DOI: 10.1029/2006GB002914
- Hatcher, P.G.; Spiker, E.C. In: Frimmel, F.H.; Christman, R.F. eds. *Humic Substances and Their Role in the Environment*. Wiley, NY; 1988
- Ibáñez, J.; Lobo, M.C.; Almendros, G.; Polo, A. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 12: 27-42; 1983
- Joosten, H., Clark, D. Background and Principles including a Framework for decision making, International Mire Conservation Group IPS. 2002
- Jordán, A., González, F.A., Zavala, L.M. *Hydrological Processes*, 24: 736-748; 2010
- Jordán, A., Martínez-Zavala, L., Bellinfante, N. *Catena*, 74: 137-143; 2008
- Jordán, A., Martínez-Zavala, L., Mataix-Solera J., Nava A.L., Alanís N. *Catena* 84: 136-147; 2011
- Keely, J. E.; Zedler, P. H. In: Richardson, D.M. ed. *Ecology and Biogeography of Pinus*. Cambridge University Press, Cambridge, UK; 1998
- Knicker, H., J. *Environ. Qual.* 29: 715-723; 2000
- Knicker, H.; Fründ, R.; Lüdemann, H.-D. *Naturwissenschaften* 80: 219-221; 1993
- Knicker, H.; Fründ, R.; Lüdemann, H.-D. In: Nanny, M.; Minear, R.A.; Lenner, J. eds. *Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy in Environmental Chemistry*. Oxford Univ. Press. London; 1997
- Knicker, H.; González-Vila, F.J.; Polvillo, O.; González-Pérez, J.A.; Almendros G. *Soil Biol. Biochem.* 37: 701-718; 2005
- Knicker, H.; Skjemstad, J.O. *Aus. J. Soil Res.* 38: 113–127; 2000
- Letey, J.; Carrillo, M. L. K.; Pang, X.P. *J. Hydrol.*, 231-232: 61-65; 2000
- Levine, J.S. In: Levine, J.S. ed. *Biomass Burning and Global Change Volume 1*. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts; 1996a
- Levine, J.S. (ed.). *Biomass Burning and Global Change Vols 1 and 2*. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts; 1996b
- Mataix-Solera, J., Doerr, S.H. *Geoderma* 118: 77–88; 2004
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Mayoral, A.M., Morales, J., González, J., García-Orenes, F., Gómez, I. *Hydrological Processes*, 21: 2300-2309; 2007
- Moreno, J.M., Vázquez, A., Vélez, R. In: J.M. Moreno (Ed.), *Large Forest Fires*. Backhuys Publishers, Leiden, 159-185; 1998
- Naveh, Z. In: Goldammer, J.G.; Jenkins, M.J. eds. *Fire in Ecosystems Dynamics: Medit. & Northern perspective*. SPB Academic. The Hague; 1990
- Page, S.E. Siebert, F., Rieley, J.O., Boehm, H.D.V., Jaya, A., Limin, S. *Nature* 420: 61-65; 2002
- Piedra Buena A., Almendros G., González-Vila F.J., González-Pérez J.A., Knicker H. *Chem. & Ecol.*, 26: 361–370; 2010
- Pyne, S.J. In: Goldammer, J.G.; Furyaev, V.V., eds. *Fire in the Ecosystems of Boreal Eurasia*. Kluwer Academic Pubsh. Dordrecht, The Netherlands; 1996
- Pyne, S.J.; Goldammer, J.G. In: Clark, J.S.; Cachier, H.; Goldammer, J.G.; Stocks, B.J., eds. *Sediment Records of Biomass Burning and Global Change*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, NY; 1997
- Rein, G. *International Review of Chemical Engineering* 1: 3–18; 2009.
- Rein, G., Cleaver, N., Ashton, C., Pironi, P., Torero, J.L. *Catena* 74: 304-309; 2008.
- Robichaud, P.R.; Hungerford R.D. *Journal of Hydrology*, 231: 207-219; 2000
- Salgado, J.; González, M.I.; Armada, J.; Paz-Andrade, M.I.; Carballas, M.; Carballas, T. *Thermochimica Acta*, 259: 165-175; 1995
- Savage, S.M. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 38, 652–657; 1974
- Schulze, E.D.; Wirth, C.; Heimann, M. *Science* 289: 2058-2059; 2000
- Shakesby, R.A.; Doerr, S.H.; Walsh R.P.D. *J. Hydrol.* 231: 178-191; 2000
- Stevenson, F. J. *Humus Chemistry: Genesis, Composition, Reactions*. 2nd Edition Wiley, John & Sons; 1994
- Tinoco, P. Caracterización molecular de la materia orgánica de suelos afectados por distintos tipos de degradación en la Comunidad de Madrid. PhD. Universidad Autónoma de Madrid; 2000
- Trabaud, L. In: Castri, F.; Goodall, D.W.; Spetch, R.L., eds. *Ecosystems of the World, Vol 11. Mediterranean-Type Shrublands*. Elsevier, Amsterdam; 1984
- Tschapek, M. Z. *Pflanzenernähr. Bodenkd.* 147: 137–149; 1984