



3.4

Los incendios forestales y el suelo: un resumen de la investigación realizada por el Grupo de Edafología Ambiental de la UMH en colaboración con otros grupos

Jorge Mataix-Solera¹, César Guerrero¹, Vicky Arcenegui¹, Gema Bárcenas¹, Raúl Zornoza¹, Andrea Pérez-Bejarano¹, Merche B. Bodí^{1,2}, Jorge Mataix-Beneyto¹, Ignacio Gómez¹, Fuensanta García-Orenes¹, José Navarro-Pedreño¹, Manuel M. Jordán¹, Artemi Cerdà², Stefan H. Doerr³, Xavier Úbeda⁴, Luis Outeiro⁴, Paulo Pereira⁴, Antonio Jordán⁵ y Lorena M. Zavala⁵

¹GEA (Grupo de Edafología Ambiental), Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Avenida de la Universidad s/n, Elche, Alicante. jorge.mataix@umh.es

²Departament de Geografia, Universitat de València, Blasco Ibáñez, 28, València.

³School of the Environment and Society, Swansea University, Singleton Park, Swansea SA2 8P, Reino Unido.

⁴Departamento de Geografía Física y AGR, Universitat de Barcelona, Barcelona.

⁵Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Universidad de Sevilla.

Los incendios forestales y el suelo: un resumen de la investigación realizada por el Grupo de Edafología Ambiental de la UMH en colaboración con otros grupos

Jorge Mataix-Solera¹, César Guerrero¹, Vicky Arcenegui¹, Gema Bárcenas¹, Raúl Zornoza¹, Andrea Pérez-Bejarano¹, Merche B. Bodí^{1,2}, Jorge Mataix-Beneyto¹, Ignacio Gómez¹, Fuensanta García-Orenes¹, José Navarro-Pedreño¹, Manuel M. Jordán¹, Artemi Cerdà², Stefan H. Doerr³, Xavier Úbeda⁴, Luis Outeiro⁴, Paulo Pereira⁴, Antonio Jordán⁵ y Lorena M. Zavala⁵

¹GEA (Grupo de Edafología Ambiental), Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente, Universidad Miguel Hernández, Avenida de la Universidad s/n, Elche, Alicante. *jorge.mataix@umh.es*

²Departament de Geografia, Universitat de València, Blasco Ibáñez, 28, València.

³School of the Environment and Society, Swansea University, Singleton Park, Swansea SA2 8P, Reino Unido.

⁴Departamento de Geografía Física y AGR, Universitat de Barcelona, Barcelona.

⁵Departamento de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola, Universidad de Sevilla.

RESUMEN

El objetivo de esta contribución es realizar un resumen de los resultados más relevantes que se han obtenido en los últimos 15 años por parte de nuestro grupo de investigación en diferentes proyectos, algunos de ellos en colaboración con otros investigadores. Son diferentes las líneas de trabajo que se han llevado a cabo estudiando los suelos afectados por incendios forestales tanto en condiciones controladas de laboratorio como en condiciones de campo. Los aspectos estudiados han sido: i) la valoración de los cambios en las propiedades edáficas provocados por el fuego, tanto físicos, como químicos o microbiológicos; ii) el estudio de los factores que controlan la hidrofobicidad inducida por el fuego; iii) la utilización de residuos orgánicos para mejorar propiedades edáficas en suelos degradados por los efectos del fuego y controlar la erosión posterior; iv) el desarrollo de índices de calidad ambiental para evaluar el grado de afectación del suelo; y v) el uso de la espectroscopia en el infrarrojo cercano (NIR) como herramienta para la estimación de las temperaturas alcanzadas en el suelo, así como para la evaluación de distintas propiedades del mismo. Los cambios en las propiedades del suelo son dependientes de múltiples factores, siendo la severidad del fuego uno de los factores clave. Las propiedades bioquímicas y microbiológicas muestran una mayor sensibilidad a la perturbación producida por el fuego que otras propiedades edáficas, y por tanto su uso puede ser muy útil para evaluar los suelos afectados. Con respecto a la hidrofobicidad o repelencia al agua, además de factores como la temperatura alcanzada, se ha comprobado que la cantidad y tipo de materia vegetal, así como las propiedades del suelo son muy importantes. Particularmente hemos comprobado que el contenido de materia orgánica del suelo, así como el contenido de arcilla y su mineralogía son factores clave en el desarrollo de la repelencia al agua. Los resultados demuestran que determinados residuos orgánicos pueden mejorar las propiedades edáficas y por tanto acelerar la restauración de la cubierta vegetal, reduciendo el riesgo de erosión y degradación posterior. La combinación de distintos parámetros edáficos mediante el uso de la regresión múltiple lineal puede ser utilizada como índice para evaluar la calidad del suelo afectado. Por último el NIR ofrece grandes expectativas ya que se han obtenido muy buenos modelos para la estimación de la máxima temperatura registrada en el suelo. Esta última técnica también resulta muy útil para la estimación de un gran número de propiedades edáficas.

INTRODUCCIÓN

El fuego es un factor ecológico natural en la mayoría de los ecosistemas (Le Houerou, 1973; Naveh, 1975), sin embargo la modificación de nuestros montes durante décadas, y nuestra actividad en ellos ha distorsionado el régimen natural de los incendios. Los ecosistemas Mediterráneos son sistemas dependientes del fuego, pero esto no quiere decir que sean capaces de soportar cualquier tipo de incendio y cualquier frecuencia. En la actualidad los incendios forestales suponen un problema medioambiental difícil de gestionar en la mayoría de los países desarrollados. En la Comunidad Valenciana, si bien es cierto que en los últimos años ha descendido el número de hectáreas quemadas con respecto a décadas anteriores, el número de incendios sigue siendo muy elevado, y en ocasiones unos pocos incendios ligados a condiciones meteorológicas extremas son los que cambian las aceptables estadísticas de un año.

Durante los últimos 15 años nuestro grupo de investigación ha participado en diversos proyectos relacionados con los efectos de los incendios en suelos. Fruto de estas investigaciones se han leído varias Tesis Doctorales relacionadas con el tema (Mataix-Solera, 1999; Guerrero, 2003; Arcenegui, 2008) y actualmente hay otras en fase de realización. En el presente capítulo hacemos un resumen de los resultados más relevantes de estas investigaciones, algunas de ellas en colaboración con otros grupos de investigación.

MODIFICACIONES DE LAS PROPIEDADES EDÁFICAS POR EL FUEGO

Cambios en propiedades físicas y químicas

Muchas de nuestras investigaciones, aun con objetivos y fines diferentes, nos han llevado a realizar multitud de análisis de suelos forestales afectados por incendios y quemas experimentales controladas, y por tanto a comparar los resultados entre antes y después del fuego o entre quemados y no quemados (controles). En algunos casos se han llevado a cabo monitorizaciones de zonas afectadas por el fuego con el fin de evaluar la evolución de determinados parámetros edáficos en el tiempo. En este apartado hacemos un resumen de los resultados y conclusiones más relevantes con respecto a la valoración de las modificaciones que se producen en los suelos como consecuencia del fuego.

El fuego puede provocar cambios que denominamos directos o inmediatos en determinadas propiedades del suelo como consecuencia del calentamiento producido en los primeros centímetros superficiales del mismo, y cambios que denominamos indirectos debido a la nueva situación en la que se encuentra; la eliminación temporal de toda o parte de la cubierta vegetal, la cubierta de cenizas incorporada al suelo, etc. (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Se ha comprobado que el aporte de cenizas y la solubilización de los compuestos presentes causa un incremento en el pH del suelo que puede variar en magnitud dependiendo de la cantidad y grado de combustión de las mismas, así como de la capacidad del suelo para amortiguar estos cambios de pH. Los suelos calcáreos presentan una alta capacidad tampón y las variaciones en el pH que se registran debido al aporte de cenizas suele ser inferior a la registrada en suelos de pHs ácidos. Pero este incremento de pH no es persistente por la formación de nuevo humus, y el lavado



Figura 1. Horizonte mineral superficial cuya materia orgánica ha sido afectada por efecto directo del fuego. A la derecha incendio ocurrido en Noviembre de 2008 en el Puig Campana, Finestrat, Alicante. Fotografía realizada en Mayo de 2009. Jorge Mataix-Solera. A la izquierda, suelo afectado por los incendios de febrero de 2009 en Victoria, Australia. Fotografía tomada el 3 de julio de 2009. Artemi Cerdà.

de los iones básicos, aunque en algunos casos se han necesitado años para recuperar el pH inicial (Khanna y Raison, 1986). En ocasiones, recuperaciones relativamente rápidas de parámetros como el pH son producto simplemente de la desaparición de las cenizas por erosión. El reestablecimiento de sus valores normales es debido a que el agente que podría continuar causando la modificación (cenizas) ha desaparecido (Mataix-Solera, 1999). Debemos tener en cuenta que las cenizas son muy susceptibles a sufrir exportación del medio por erosión eólica.

La conductividad eléctrica del suelo (CE) nos indica la concentración de sales solubles. Al igual que el pH, ésta suele aumentar como consecuencia de la solubilización de compuestos procedentes de las cenizas. Cabe decir que estos iones liberados pueden suponer una mejora de la fertilidad en la mayoría de los casos, pero en otros, pueden producir problemas, en el sentido de que la absorción de algunos nutrientes puede ser inhibida por problemas antagónicos surgidos de la acumulación de elementos minerales. Con el paso del tiempo lo que se ha observado es que en un plazo relativamente corto (uno o dos años) la CE vuelve a los valores pre-incendio, o incluso presenta valores más bajos (Mataix-Solera, 1999). Esto es debido posiblemente a la erosión posterior del suelo y las cenizas, el lavado de sales a través del perfil y también como consecuencia de la incorporación de nutrientes por parte de la vegetación que coloniza de nuevo el área afectada.

Hemos observado también, al igual que otros autores, un incremento inicial del fósforo disponible (Raison, 1979; Mataix-Solera, 1999). El aporte procedente de las cenizas, así como la mineralización del fósforo desde formas orgánicas en el caso de incendios severos son las causas de este incremento inicial.

El carbono orgánico es otro elemento que se puede modificar drásticamente por el fuego, tanto en cantidad como en calidad (Figura 1). El principal factor que afecta al resultado es la intensidad del fuego (velocidad de liberación de energía) y la severidad con la que afecta al suelo (grado de afectación dependiente de las temperaturas alcanzadas en el suelo y el tiempo de residencia de determinadas temperaturas). En incendios de baja intensidad hemos observado incrementos de carbono orgánico, procedente de la vegetación parcialmente pirolizada. Sin embargo, en el caso de los incendios de alta intensidad se reduce el contenido en carbono orgánico de las capas más superficiales (Fernández et al., 1997; Mataix-Solera et al., 2002a).

La calidad del carbono orgánico que queda después de los incendios parece estar influenciada, entre otros factores, por la intensidad del fuego (Almendros et al., 1984a; Fernández et al., 2001). A medida que se incrementa la temperatura, el humus sufre modificaciones que le confieren características más resistentes a la degradación microbiana, lo que Almendros et al. (1984a) denominaron humus piromórfico. El grado de estabilidad y condensación de las fracciones húmicas aumenta, lo que se traduce en una mayor resistencia a la descomposición biológica (Almendros et al., 1984b). La relación C/N se ve alterada, aumentando a medida que la temperatura alcanzada es más elevada.

También se ha observado que las fracciones lábiles del carbono tales como carbono soluble, carbohidratos solubles y totales, y porqué no, la biomasa microbiana, son severamente afectadas por el paso del fuego (Díaz-Raviña et al., 1992; Choromanska y DeLuca, 2001). También cabe decir que es frecuente observar incrementos de carbono soluble tras el paso del fuego, procedente tanto de microorganismos muertos como por solubilización desde otros compuestos (Serransolsas y Khanna, 1995; Prieto-Fernández et al., 1998; Guerrero et al., 2005), y suelen ser los que más rápidamente se mineralizarán; quizás por ello se observan incrementos efímeros de la actividad microbiana (Almendros et al., 1990; Fernández et al., 1997; Guerrero et al., 2005).

Muy relacionado con las modificaciones cuantitativas y cualitativas de la materia orgánica edáfica están otra serie de propiedades del suelo que indirectamente se verán afectadas. Por ejemplo, hemos podido comprobar que en los casos en los que hay un descenso del contenido de materia orgánica suele descender también la capacidad de campo así como la capacidad de intercambio catiónico (Zornoza et al., 2007c). Como veremos más adelante la microbiología del suelo también se verá afectada indirectamente por los cambios en la materia orgánica.

El nitrógeno es uno de los elementos más afectados tras los incendios forestales (Raison, 1979; Prieto-Fernández, 1996; Guerrero et al., 2005). En general, y muy condicionado por la temperatura alcanzada, se suelen registrar pérdidas de nitrógeno (del ecosistema), puesto que éste se pierde a temperaturas de 200°C (Chandler et al., 1983). Los contenidos de N total suelen disminuir, de forma proporcional a las intensidades alcanzadas. De esta manera en fuegos de baja intensidad se han observado incrementos de N orgánico por la incorporación de materiales semi-pirolizados al suelo (Giovannini et al., 1988; Prieto-Fernández et al., 1993), aunque en incendios de elevada intensidad lo más frecuente es observar pérdidas (Ahlgren y Ahlgren, 1960; Prieto-Fernández, 1996). Lo que sí parece ser un hecho generalizado es el incremento de N inorgánico.

Tanto el amonio como el nitrato son susceptibles de ser volatilizados a temperaturas cercanas a los 200°C, pero es a esta temperatura cuando ya se han iniciado los procesos de descomposición (mineralización físico-química por combustión) de compuestos orgánicos (de la vegetación, de la materia orgánica del suelo, de los microorganismos, etc.) y la liberación desde complejos minerales del suelo (Raison, 1979; Prieto-Fernández, 1996). Por tanto no es extraño encontrar aumentos de N inorgánico por la gran cantidad de nitrógeno que es susceptible de ser mineralizado por efecto del fuego. Posteriormente suelen haber grandes pérdidas de nitrógeno inorgánico (nitratos especialmente) por lixiviación que pueden incluso afectar a la calidad de ríos y lagos (Weston y Attiwill, 1990).

Un parámetro incluido por nuestro grupo en varias investigaciones ha sido la estabilidad de agregados. La formación de agregados estables juega un importante papel en los procesos de génesis de suelos ya que influyen en características tan importantes para el suelo como son la infiltración, la

aireación y la erosionabilidad. La estructura determina la distribución en el espacio de la materia sólida y de los espacios vacíos (o poros), algunos de los cuales están ocupados por el agua mientras que otros, los de mayor diámetro, lo están por aire. Esta distribución condiciona las propiedades físicas del suelo: aireación, retención de agua, etc., e influye en sus propiedades químicas y biológicas.

El grado de estabilidad de los agregados es uno de los factores que más fuertemente influyen sobre la erosionabilidad del suelo. Además condiciona la infiltración, y por tanto afecta a la tasa de escorrentía y la erosión. La estabilidad estructural se convierte tras los incendios, debido a la eliminación de la cubierta vegetal y la hojarasca, en una característica clave en la gestión del agua y la pérdida de nutrientes y materiales del suelo.

La respuesta de los agregados al paso del fuego es compleja de evaluar. En un principio la combustión de la materia orgánica en incendios de alta intensidad llevaría a la destrucción de agregados, teniendo en cuenta el importante papel de ésta en la agregación (Oades, 1993). Sin embargo, en muchos casos, lo que hemos encontrado es el patrón opuesto, es decir valores de estabilidad superior en los suelos quemados comparando con los valores de los suelos controles de referencia (Guerrero et al., 2001a; Mataix-Solera y Doerr, 2004; Arcenegui et al., 2008b). Las diferentes razones que pueden explicar que encontremos una estabilidad de agregados más alta en las muestras quemadas son las siguientes: i) tipo de incendio: en el caso de los incendios de copas, donde el fuego no afecta directamente al suelo, se puede producir un aumento del contenido en materia orgánica edáfica debido a la incorporación de material semipirolizado procedente de la vegetación. Esta hipótesis no puede explicar un aumento inmediato, aunque sí a medio y largo plazo; ii) la mineralogía de la fracción arcilla puede modificarse por el calentamiento formando agregados más estables físicamente. Este fenómeno ha sido estudiado por diferentes autores, tanto en experiencias de campo (Giovannini y Lucchesi, 1997), como en experimentos de laboratorio (Guerrero et al., 2001a). La fusión de las partículas de arcilla en partículas de mayor tamaño es el resultado de modificaciones mineralógicas debidas a las altas temperaturas alcanzadas en suelos con presencia de óxidos e hidróxidos de hierro y de aluminio y pueden ser los responsables de la formación de agregados nuevos más resistentes a la ruptura (Giovannini et al., 1990); iii) El fuego puede destruir una proporción de los agregados por la combustión de la materia orgánica, y quizás, dejar los más resistentes. Además, el fuego puede inducir la cementación de algunos agregados debido a cambios térmicos como los descritos arriba. Con lo cual, puede ser que al muestrear estemos haciendo una selección de los agregados más resistentes ya que son los que permanecen después del incendio en el suelo; y iv) Otra posible explicación es que la presencia de compuestos hidrofóbicos puede aumentar la estabilidad de agregados. Este fenómeno ha sido documentado por varios autores (Chenu et al., 2000; Hallett et al., 2001; Mataix-Solera y Doerr, 2004; García-Corona et al., 2004; Arcenegui et al., 2008b).

Cambios en propiedades microbiológicas y bioquímicas

En el ámbito de la microbiología podemos destacar dos términos clave, la sensibilidad y la variabilidad. Los parámetros microbiológicos han sido objeto de estudio por su sensibilidad para revelar cambios en el ecosistema tras una alteración. Sin embargo, una perturbación como el fuego puede generar una gran variabilidad en la respuesta microbiana debido al elevado número de factores que se ven alterados por el fuego y que a su vez repercuten en los microorganismos. Este hecho hace

que la interpretación de dichos estudios resulte compleja a causa, fundamentalmente, de la dificultad que entraña identificar cual de los múltiples condicionantes del comportamiento microbiano es el que tiene más peso en cada momento. Una revisión bibliográfica sobre los efectos de los incendios en la microbiología del suelo puede ser consultada en Mataix-Solera et al. (2009).

Algunos estudios sobre el efecto del fuego o del calentamiento del suelo en los microorganismos, basan sus conclusiones en métodos tradicionales en los que solo una pequeña proporción de los organismos es tenida en cuenta. Mediante estos métodos se transluce el primer efecto de esterilización parcial o total del suelo tras un incendio, estando influido por numerosos factores como la intensidad del fuego (Guerrero et al., 2005; Bárcenas et al., 2009b) o por las condiciones previas de humedad (Dunn et al., 1985). Bollen (1969) concluyó que existían diferencias en la sensibilidad al calentamiento de los diferentes grupos de organismos, siendo los hongos más sensibles que las bacterias y actinomicetos. Sin embargo, cuando la temperatura alcanzada esteriliza el suelo, la capacidad de colonizar un medio alterado toma peso en la respuesta microbiana. Bárcenas et al. (2009b) mostraban que en un rango de temperaturas (50-500°C) a partir de 200°C no se encontró crecimiento de hongos ni bacterias inmediatamente tras el calentamiento. Sin embargo, durante la incubación del suelo inoculado, las bacterias mostraron un crecimiento superior al control entre 80 y 300°C, mientras que los hongos no llegaron a superar los niveles del control de forma significativa en ninguna de las temperaturas.

Numerosos autores han encontrado una rápida recuperación de las poblaciones microbianas, especialmente bacterias heterótrofas, poco después del incendio, otorgando dicha explosión microbiana al incremento del carbono soluble (Guerrero et al., 2005), o al aumento del pH (Blagodatskaya y Anderson, 1998; D'Ascoli et al., 2005). Por otro lado, los hongos presentan una recuperación más lenta (Ahlgren y Ahlgren, 1965; Acea y Carballas, 1996; Guerrero et al., 2005, Bárcenas et al., 2009b) que suele relacionarse con incrementos de pH (Bartoli et al., 1991; Mataix-Solera et al., 2002c), o la destrucción de ciertas fracciones de la materia orgánica edáfica, entre las que destacarían las celulosas (Acea y Carballas, 1996). Guerrero et al. (2005), realizaron experimentos con calentamientos controlados en laboratorio e incubaciones de suelo durante 100 días después de ser re-inoculados con suelo fresco. Los resultados mostraron que inmediatamente después del calentamiento aumentaba el carbono soluble con la temperatura de calentamiento hasta los 400°C. Este incremento de carbono soluble permitió una rápida re-colonización por parte de las bacterias y un aumento de la respiración basal. El calentamiento a 200°C produjo una reducción de más del 99 % de los hongos, los cuales mostraron menor capacidad de re-colonización que las bacterias. Los calentamientos provocaron un descenso del carbono orgánico del suelo y la biomasa microbiana, especialmente a elevadas temperaturas. El estudio demostró que los cambios producidos en los suelos sometidos a temperaturas por encima de 500°C tienen un gran impacto en la recolonización del medio por las poblaciones microbianas.

Bárcenas et al. (2009b) proponen las interacciones hongo-bacteria como otra posibilidad a tener en cuenta en la colonización del suelo tras el incendio, ya que el aumento del crecimiento bacteriano podría generar fenómenos de competencia con los hongos, condicionando una lenta recuperación de los mismos. En ciertas ocasiones los hongos han igualado o superado los valores del control (Jorgensen y Hodges, 1970; Mataix-Solera et al., 2002c; Bárcenas et al., 2008a,b), quizás por la dispersión de esporas tras shock térmico (Warcup y Baker, 1953). En otros estu-

díos se han observado efectos negativos a corto plazo en cianobacterias y algas, pero a medio plazo pueden recuperarse bien, viendo favorecido su crecimiento por la mayor cantidad de luz que puede llegar al suelo (Eldridge y Bradstock, 1994; Acea et al., 2001).

La biomasa microbiana suele sufrir un descenso duradero tras el incendio (Prieto-Fernández et al., 1998; Gundale et al., 2005; Mabuhay et al., 2006). Puesto que los hongos contribuyen más a la biomasa microbiana, entre un 60-85 % (Anderson y Domsch, 1975) es lógico encontrar descensos de ésta tras el paso del fuego (Díaz-Raviña et al., 1992; Prieto-Fernández et al., 1998; Pietikäinen et al., 2000). Sin embargo, dicho descenso ha llegado a ser contradictorio al estudiar las poblaciones microbianas mediante recuento en placa (Bárceñas et al., 2008b, 2009a). Esto puede deberse al hecho de que la metodología de siembra en agar podría estar seleccionando a aquellos organismos con mayor capacidad de colonización. Dahlberg (2002) encontró que la germinación de ciertos hongos saprofitos era estimulada por el calentamiento, coincidiendo con Martín-Pinto et al. (2006) que observaron un descenso de las micorrizas a causa de un incendio, mientras que los hongos saprofitos aumentaron. Los hongos micorrícicos se ven muy afectados por el fuego presentando una lenta recuperación (Bååth et al., 1995) que vendrá condicionada por la supervivencia o recuperación de la vegetación (Dahlberg et al., 2002). El hecho de no haber aislado la fracción correspondiente a estos hongos que contribuyen enormemente a la biomasa (Finlay y Söderström, 1989) puede ser causa de las diferencias entre el recuento de organismos viables y la biomasa microbiana.

Además de las variaciones en número, la microflora del suelo se puede ver afectada en su composición (Widden y Parkinson, 1975; Bartoli et al., 1991; Acea y Carballas, 1996; Pietikäinen et al., 2000), por la modificación de la calidad del sustrato (Bååth et al., 1995) y otros factores ambientales. En algunos casos se han observado descensos de la biodiversidad (Staddon et al., 1998).

El efecto del fuego en la actividad microbiana cuantificada como respiración edáfica, también presenta disparidad de resultados que en ocasiones está asociada al momento del muestreo. En muchos casos se ha observado un incremento inicial en la respiración que se asocia a la solubilización de compuestos orgánicos por calor (Serrasolsas y Khanna, 1995; Fernández et al., 1997; Prieto-Fernández et al., 1998). Por otro lado, en algunos casos se observa una reducción poco tiempo después del incendio (Almendros et al., 1990; Choromanska y DeLuca, 2001) que puede llegar a mantenerse durante varios meses e incluso años (Pietikäinen y Fritze, 1993; Choromanska y DeLuca, 2002; Mataix-Solera et al., 2006). En cuanto a las actividades enzimáticas, por su naturaleza proteica se ven muy afectadas por el calor. En muchos casos se observan reducciones (Saá et al., 1993, 1998) dependientes de la temperatura alcanzada, pudiéndose encontrar una alta heterogeneidad espacial.

Existen numerosos indicadores de impactos o estrés en la microflora edáfica, que ponen de manifiesto cambios en las estrategias o tipos y eficiencias de las poblaciones microbianas como por ejemplo el qCO_2 (cociente metabólico: obtenido de dividir la tasa de respiración por la biomasa microbiana), y el % de carbono de la biomasa respecto al C orgánico total (Anderson y Domsch, 1990; Insam y Domsch, 1988). En varios trabajos se ha comprobado que estos parámetros se ven afectados, incrementándose uno (qCO_2) y decreciendo el otro (%Cmic·Corg⁻¹) como resultado del paso del fuego (Pietikäinen y Fritze, 1993; Fritze et al., 1994; Prieto-Fernández et al., 1998; Pietikäinen et al., 2000; Choromanska y DeLuca, 2001; Guerrero et al., 2005;

Mataix-Solera et al., 2006). En el caso de suelos afectados por el fuego debemos de ser prudentes a la hora de utilizar por ejemplo el qCO_2 ya que, si bien son muy sensibles a una perturbación, también lo son a las condiciones ambientales previas al muestreo del suelo (Guerrero, 2003). Esto es más relevante en ambientes semiáridos donde los contrastes estacionales y los periodos de sequía que someten al suelo a un estrés intermitente son relativamente frecuentes y pueden interferir en la interpretación del parámetro (Guerrero et al., 2002).

HIDROFOBICIDAD INDUCIDA POR EL FUEGO. FACTORES IMPLICADOS

En determinadas circunstancias, algunos suelos pueden presentar repelencia al agua (hidrofobicidad) y son considerados hidrofóbicos (Figura 2). En los suelos hidrofóbicos la infiltración puede verse retardada o impedida (Brandt, 1969). Es decir, en los suelos que presentan esta característica, el agua no se absorbe fácilmente. Dependiendo de la persistencia de la hidrofobicidad el agua penetrará en la superficie después de un periodo de tiempo (desde algunos segundos hasta horas o incluso días si hay una hidrofobicidad extrema). Schreiner y Edmund (1910) fueron los primeros en observar esta propiedad. Según Doerr et al. (2000) la afinidad o repelencia entre el agua y una superficie sólida se origina por un balance entre las fuerzas de adhesión y cohesión. De este modo, cuando las fuerzas de adhesión superan a las de cohesión el líquido penetra fácilmente en el suelo. Cuando las de adhesión son menores que las de cohesión, el agua permanece en la superficie del suelo, y se dice que los suelos son hidrofóbicos, formándose un ángulo entre la superficie del agua y la del sólido mayor o igual a $90^\circ C$. En general se asume que un suelo es hidrofóbico cuando una gota de agua tarda más de 5 segundos en ser absorbida completamente por el suelo (Dekker y Jungerius, 1990).

La hidrofobicidad tiene grandes implicaciones en el suelo. El hecho de que se retarde la infiltración puede aumentar la escorrentía superficial y acelerar la erosión hídrica (Imeson et al., 1992), aumentar la transferencia de contaminantes y filtrado de nutrientes por la formación de flujos preferenciales (DeBano, 2000), disminuir la producción de determinados cultivos así como de la actividad microbiana y germinación de las semillas (Doerr et al., 2002).

La hidrofobicidad ha sido observada por diferentes autores en prácticamente todo el mundo (Doerr et al., 2000). La acumulación de ciertos compuestos orgánicos, como hidrocarburos alifáticos y compuestos anfífilos, son responsables de la hidrofobicidad de los suelos (Doerr et al., 2000). Se han utilizado varios métodos de extracción para determinar la composición química de los compuestos que pueden estar relacionados con la presencia de hidrofobicidad (Franco et al., 2000; Doerr et al., 2005; Morley et al., 2005), aunque la composición exacta de todos ellos está lejos de ser establecida completamente. Horne y McIntosh (2000) utilizando diferentes procedimientos de extracción en suelos arenosos de Nueva Zelanda, identificaron lípidos neutros, constituidos principalmente por alcanos y triglicéridos, lípidos ácidos, fundamentalmente cadenas largas de ácidos grasos y una fracción soluble con carácter anfífilo y con un importante papel en el desarrollo de la hidrofobicidad. Se ha comprobado que el grado de hidrofobicidad depende del contenido de agua del suelo y de los ciclos de humectación y secado que condicionan la orientación de los compuestos anfífilos en la superficie de los minerales (Ma'shum y

Farmer, 1985; Horne y McIntosh, 2000). Mainwaring et al. (2004) concluyeron que las muestras hidrofóbicas que estudiaron contenían compuestos polares de elevada masa molecular, y que la presencia de este tipo de compuestos, en una cantidad suficiente, eran responsables de la hidrofobicidad del suelo. Morley et al. (2005) también encontraron que la presencia de compuestos polares de elevada masa molecular, como ácidos grasos/amidas (con 23-24 átomos de carbono), diferenciaban entre muestras hidrofílicas e hidrofóbicas. Franco et al. (2000) observaron que algunos de los compuestos hidrofóbicos extraídos en muestras de suelos presentaban una composición química similar a la encontrada para materiales procedentes de *Eucalyptus* sp.

La hidrofobicidad se ha estudiado con especial interés en suelos bajo coníferas y eucalipto, particularmente después de un incendio. Sin embargo, el número de trabajos sobre otros tipos de vegetación como el matorral mediterráneo es aún bajo (Martínez-Zavala y Jordán-López, 2009). Bajo clima mediterráneo, en condiciones microclimáticas húmedas o sub-húmedas, la abundante producción de biomasa o la acidez del suelo, son factores que disparan la hidrofobicidad. A su vez, la manera en que estos factores influyen sobre la hidrofobicidad del suelo está condicionada por la vegetación. La hidrofobicidad está a menudo asociada a determinadas especies vegetales, hongos y otros microorganismos del suelo, aunque esto no quiere decir que estas especies siempre actúen con la misma intensidad ni en el mismo sentido (Doerr et al., 2000). La forma en que distintas especies vegetales favorecen o no la hidrofobicidad tiene que ver con la cantidad y el tipo de residuos orgánicos que generan en el suelo. Por ejemplo, de exudados de las raíces (Dekker y Ritsema, 1996), por compuestos lavados de las hojas de las plantas (Doerr et al., 2000; DeBano, 2000) o directamente de la descomposición de la materia orgánica (McGhie y Posner, 1981). Diferentes especies arbustivas, arbóreas, y herbáceas han sido relacionadas con la presencia de hidrofobicidad en los suelos (Doerr et al., 2000).

En suelos forestales no quemados de la provincia de Alicante se ha observado que en torno a un 20-30 % de las muestras estudiadas presentan hidrofobicidad. Se comprobó que esta propiedad estaba muy relacionada con la especie vegetal presente en cada punto de muestreo (Mataix-Solera et al., 2007), siendo mayor en muestras bajo pino carrasco (*Pinus halepensis*), comparadas con otras especies como la coscoja (*Quercus coccifera*), el enebro (*Juniperus oxycedrus*) o el romero (*Rosmarinus officinalis*). Este patrón heterogéneo y dependiente de la



Figura 2. Hidrofobicidad en un suelo forestal quemado en laboratorio (fotografía Vicky Arcenegui, 2007), y en suelo bajo *Pinus halepensis* en el campo (fotografía Artemi Cerdà, 2008).

especie vegetal presente ha sido observado también por Jordán et al. (2008), en suelos mediterráneos de Andalucía occidental. En brezales de la Sierra del Algibe (Cádiz y Málaga), dominados por *Erica australis* y *Calluna vulgaris*, se encontró una hidrofobicidad fuerte a severa, mientras que en alcornoques (*Quercus suber* y *Q. canariensis*) o acebuchales (*Olea europea*), el grado de hidrofobicidad fue menor.

La presencia de compuestos orgánicos fuertemente hidrófobos en tejidos de *Erica* o *Calluna* o los suelos asociados a ellos (Carballeira, 1980), así como la baja tasa de mineralización de sus residuos orgánicos, pueden explicar estos resultados. De esta forma, la presencia de un mosaico de tipos de vegetación en una misma ladera hace que distintas zonas puedan actuar como zonas de generación o infiltración de la escorrentía en función de su hidrofobicidad superficial. En el caso de estos brezales mediterráneos, la existencia de compuestos hidrófobos asociados a las sustancias húmicas puede explicar en parte el elevado grado de hidrofobicidad que inducen en el suelo (Martínez-Zavala y Jordán-López, 2009). El gran poder de acidificación de residuos de plantas ericáceas (Halal y Read, 1987; Nielsen et al., 1987; Mallik, 1995) contribuye a incrementar el contenido en materia orgánica del suelo y favorece el desarrollo de la hidrofobicidad.

En cuanto a los microorganismos, Schantz y Piemeisel (1917) asociaron la presencia de hidrofobicidad con una densa acumulación de hifas de hongos. También se han propuesto que diferentes proteínas producidas por hongos, como por ejemplo la glomalina, pueden inducir hidrofobicidad en el suelo (Rillig, 2005). Con respecto a los suelos quemados, la hidrofobicidad puede modificarse dependiendo de la temperatura alcanzada en los suelos (DeBano et al., 1976). Este efecto ha sido observado por diversos autores desde finales de los años 60 (DeBano et al., 1970). Durante un incendio, en los primeros centímetros del suelo, se produce la destilación de ciertos compuestos orgánicos, y parte de estos gases pueden desplazarse hacia el interior del suelo y condensarse alrededor de los agregados y partículas minerales donde las temperaturas son más bajas (DeBano et al., 1970). Después de un incendio, el estudio de la hidrofobicidad o repelencia al agua es de gran interés, ya que es responsable, junto a otros factores, del aumento de la escorrentía superficial y la erosión del suelo (Martin y Moody, 2001).

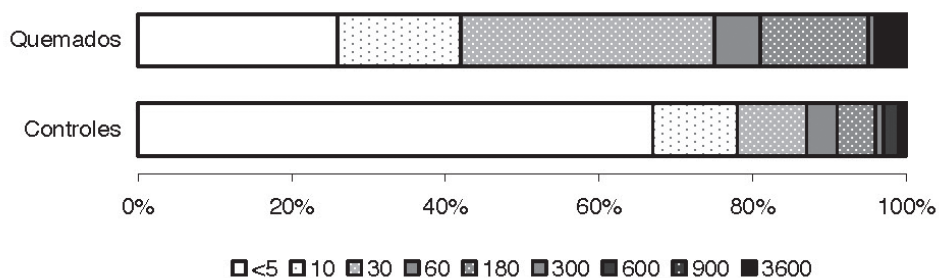


Figura 3. Frecuencia de la presencia de hidrofobicidad en suelos quemados comparada con los controles (no quemados). El gráfico muestra el porcentaje de muestras en cada clase de hidrofobicidad: hidrófilico si WDPT < 5 segundos, hidrófobo si WDPT > 5 segundos. El gráfico está confeccionado con muestras de 10 incendios ocurridos en la provincia de Alicante tomadas inmediatamente después de producirse. Extraído de Arcenegui et al. (2008b).

La presencia de hidrofobicidad en zonas semiáridas, donde la cantidad de agua suele ser escasa, puede ser un factor fundamental en el balance hídrico edáfico. El patrón general encontrado en suelos calcáreos mediterráneos demuestra que el fuego aumenta la presencia de hidrofobicidad en los suelos, así como los valores de persistencia (Mataix-Solera y Doerr, 2004; Arcenegui et al., 2008b). Hemos comprobado que en suelos no quemados del sureste español la presencia de hidrofobicidad está en torno a un 20-30 % de las muestras (Figura 3) y que inmediatamente tras el paso del fuego, estos valores aumentan hasta un 70-80 % (Mataix-Solera et al., 2007; Arcenegui et al., 2008b). Los valores encontrados, aún siendo muy variables, en general son más bajos respecto a la persistencia de la hidrofobicidad encontrada en suelos de pHs ácidos (Doerr et al., 1996; Varela et al., 2005). Es habitual observar muestras con bajos valores de repelencia al agua (10-30 segundos utilizando el test del tiempo de penetración de las gotas de agua o "WDPT test" de las siglas en inglés), y otras con valores extremos (> 3600 segundos). La elevada variabilidad encontrada no es sorprendente ya que el fuego puede inducir, aumentar o destruir la hidrofobicidad dependiendo de varios factores como la severidad del fuego, la textura y mineralogía del suelo, así como el tipo y cantidad de vegetación (Doerr et al., 2000; Arcenegui et al., 2007).

Es de sobra conocido, que la severidad del fuego es uno de los factores que principalmente controlan el grado de hidrofobicidad en suelos quemados. Esta propiedad se puede inducir o incrementar si la temperatura alcanzada está entre 200 y 250°C (Osborn et al., 1964) o destruirla si la temperatura registrada en el suelo durante el incendio está entre 270 y 300°C (DeBano et al., 1976). Estos rangos de temperatura pueden variar de unos suelos a otros, y también dependen del tiempo de residencia de dichas temperaturas. Hemos podido comprobar también, que tanto el tipo de vegetación como la cantidad de combustible quemado afectan (Arcenegui et al., 2007), y de la misma manera se ha observado la importancia de las propiedades del suelo como factores controladores del grado de hidrofobicidad que se puede desarrollar como consecuencia de la combustión. El contenido de materia orgánica del suelo, la presencia de arcilla y el tipo de mineralogía parecen ser factores clave para evitar la aparición de repelencia al agua en determinados suelos (Arcenegui et al., 2007, Mataix-Solera et al., 2008).

Uno de los trabajos más recientes de nuestro grupo sobre este tema se centró en comprobar si la baja susceptibilidad para desarrollar hidrofobicidad por calentamiento observada en algunos casos en un tipo de suelo era un patrón general del mismo y se debía a las propiedades edáficas. El suelo en cuestión es el denominado comúnmente como "Terra rossa" (Figura 4), principalmente clasificado como Rhodoxeralfs en la Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 2006) o Luvisoles crómicos en la WRB (FAO, 2006). Se tomaron muestras de éste tipo de suelo de 14 zonas diferentes y tras experimentos controlados de laboratorio calentando los suelos a diferentes temperaturas con y sin adición de hojarasca, los resultados mostraron que efectivamente era un patrón común y que este tipo de suelo es mucho menos susceptible a desarrollar hidrofobicidad. Por otro lado los análisis mineralógicos y físico-químicos de las muestras nos llevaron a concluir que los motivos de tal comportamiento eran: i) un menor contenido de materia orgánica que otros tipos de suelos forestales de la región; ii) una mayor presencia de arcilla en el suelo; y iii) una elevada presencia de caolinita en la fracción arcilla (Mataix-Solera et al., 2008).

En cuanto a la distribución de la hidrofobicidad entre las diferentes fracciones de tamaños de agregados, se ha encontrado que la fracción más fina es la que muestra valores de hidrofobici-

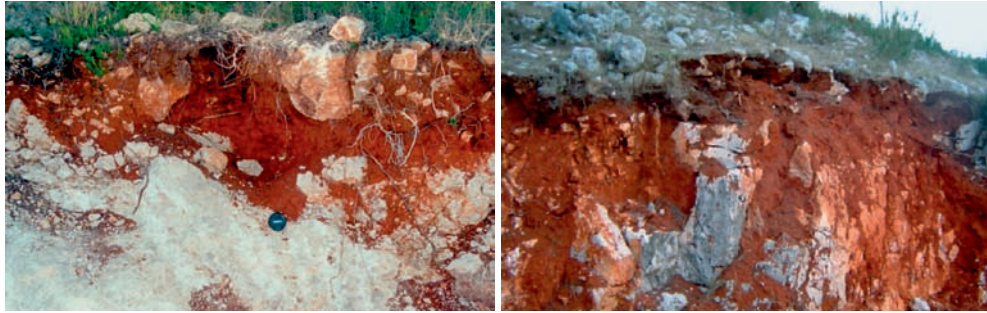


Figura 4. Ejemplos típicos de perfiles de Rhodoxeralfs, suelo comúnmente conocido como "Terra Rossa", que presenta una baja susceptibilidad a desarrollar hidrofobicidad cuando se produce un incendio forestal. A la izquierda fotografía tomada en Pego, Alicante en 2001 por E. García-Sánchez, y a la derecha en Barx por Tom Fowke.

dad más elevados (Mataix-Solera et al., 2002b; Mataix-Solera y Doerr, 2004; Arcenegui et al., 2007). Esto es consistente con estudios previos realizados por otros autores (Bisdorn et al., 1993; De Jonge et al., 1999). Crockford (1991) por el contrario encontró que las fracciones más gruesas eran las más hidrofóbicas. Aún no está claro porqué se produce esta distribución de la hidrofobicidad tanto en suelos quemados como en no quemados. Las sustancias hidrofóbicas pueden encontrarse unidas a las partículas o agregados del suelo (Doerr et al., 2000) o de forma libre entre las partículas minerales y agregados del suelo (Franco et al., 1995). Tal y como hemos indicado, la procedencia de estos compuestos es principalmente de la vegetación. Mataix-Solera y Doerr (2004) sugirieron que el tamizado de las muestras puede concentrar las partículas individuales hidrofóbicas en las fracciones más finas. Otra posible explicación es que los gases destilados pueden condensar sobre las partículas y agregados del suelo haciéndolo hidrofóbico. Por tanto, las fracciones más finas al tener mayor superficie específica, serán más hidrofóbicas. Se han observado repercusiones de este hecho en la fertilidad del suelo al existir un impedimento al contacto con el agua de esta fracción fina presente en el suelo cuando éste no se encuentra saturado de agua y se piensa por tanto, que este hecho puede estar repercutiendo en un inadecuado intercambio catiónico necesario para la nutrición vegetal (Herrero-Gallur et al., 2002).

Durante los procesos de combustión que tienen lugar en un incendio, se consume gran parte de la hojarasca, mientras que una parte de la energía liberada es transferida a la superficie del suelo. En tales casos, los restos de hojarasca no consumida y la gran cantidad de cenizas quedan depositadas sobre la superficie del suelo (Neary et al., 2005). El efecto de los restos de hojarasca y las cenizas sobre la superficie mineral del suelo persisten hasta que agentes externos (fuerzas lluvias, viento, vehículos o animales) las dispersan o redistribuyen. Cerdà y Doerr (2008) analizaron y cuantificaron el efecto de las cenizas y la capa de hojarasca en la generación de escorrentía y el riesgo de erosión del suelo mediante simulación de lluvia en el período inmediatamente posterior (10 días) a un incendio forestal en Sierra Calderona (Valencia). Posteriormente, Zavala et al. (2009), analizaron la respuesta hidrológica del suelo y la hidrofobicidad de la superficie expuesta del suelo durante los primeros 7 días tras un incendio experimental en la Sierra de Algeciras (Cádiz) y compararon estos resultados con los observados un año después, tras la recuperación de gran parte de la vegetación. Aunque los incendios se asocian frecuentemente con el incremento

del riesgo de erosión, tras estos trabajos se ha sugerido que a pequeña escala, el riesgo de erosión se encuentra limitado hasta cierto grado mientras las capas de ceniza y hojarasca permanecen sobre la superficie del suelo. Cuando tras un incendio se origina una gruesa capa de cenizas, ésta puede retrasar la generación de escorrentía y reducir el riesgo de erosión.

Recientemente se está investigando la humectabilidad de las cenizas generadas por la combustión, y hemos podido comprobar que tanto en condiciones controladas de laboratorio como en campo, bajo determinadas circunstancias las cenizas pueden ser hidrofóbicas. Lo primero sería indicar que consideramos por cenizas al material resultante de la combustión de la biomasa en la que se encuentran restos orgánicos (carbón, hollín, material parcialmente carbonizado) y materia mineral. Se ha comprobado que tanto la especie vegetal como el grado de combustión son factores que influyen en las propiedades hidrofílicas / hidrofóbicas de las cenizas resultantes. Las cenizas generadas fruto de un bajo grado de combustión de especies como el pino carrasco (*Pinus halepensis*) y la coscoja (*Quercus coccifera*), han mostrado propiedades hidrofóbicas que afectan al suelo (Bodí et al., 2009). Actualmente es una línea de investigación en marcha ya que el papel de las cenizas en los suelos afectados es uno de los aspectos menos estudiados por la comunidad científica. A corto plazo las cenizas juegan un papel fundamental en la hidrología de la zona afectada y esto puede condicionar la buena regeneración de la cubierta vegetal post-incendio.

UTILIZACIÓN DE RESIDUOS ORGÁNICOS PARA MEJORAR PROPIEDADES EDÁFICAS EN SUELOS DEGRADADOS POR LOS EFECTOS DEL FUEGO Y LA EROSIÓN POSTERIOR

La aplicación de residuos orgánicos al suelo es una práctica agrícola habitual y antigua. Actualmente los residuos orgánicos son diferentes a los de antaño. La tecnología para el tratamiento de aguas residuales y basuras, y la legislación aplicada hacen que gran parte de estos subproductos presenten unas características óptimas para su uso como enmienda al suelo. Existen innumerables trabajos científicos (Roldán et al., 1996; García et al., 1998; Pascual et al., 1999) que muestran la bondad del uso de los residuos orgánicos para incrementar la fertilidad química de los suelos y mejorar las propiedades físicas, como pueda ser la porosidad (y con ello la capacidad de retención de agua, y la aireación) o la agregación (haciéndolo más resistente a la erosión). Por otra parte, se incrementan los niveles de materia orgánica en los suelos, que favorece el mantenimiento de poblaciones microbianas, indispensables para el reciclado de nutrientes, y otros procesos biogeoquímicos. Adicionando materia orgánica a los suelos se contribuye activamente al secuestro de carbono.

En vista de los excelentes resultados que se han obtenido en su uso agrícola, la aplicación de diversos residuos orgánicos se ha extendido también al uso agroforestal. Teniendo en cuenta el potencial uso de las zonas forestales como sumideros de carbono, sobretodo si incrementamos la materia orgánica del suelo, este tipo de prácticas previsiblemente irá en aumento.

Un aspecto muy importante es que no todas las enmiendas son iguales, y el uso de un tipo u otro vendrá condicionado por el objetivo que se quiera conseguir y el estado del suelo afectado. Dentro del término “enmienda” quedan englobadas muchas técnicas, que van desde los ‘mulch’ a los residuos orgánicos pasando por los bio-fertilizantes. A su vez, dentro de cada una de esas

técnicas existe un abanico de posibilidades. Quizás donde mayor diversidad de opciones tengamos sea con los residuos orgánicos. La única característica común a todos ellos es que presentan una alta concentración en materia orgánica. Pero los diferentes residuos orgánicos van a mostrar una composición muy diversa, y dependiendo de su procedencia y tratamiento, las características de su materia orgánica van a ser diferentes, y con ello sus efectos en el suelo.

Existen diversas posibles situaciones de degradación del suelo por (y tras) incendios forestales. En algunos casos lo que tendremos será un problema de riesgo de erosión alto, pero el suelo puede estar en perfectas condiciones. En otros casos tendremos suelos afectados, que ya están degradados o la falta de cubierta vegetal puede llevarlos a degradarse. De esta manera podemos hacer dos grandes grupos según los problemas sean por erosión, o por degradación edáfica. El diferenciar dos grupos no es más que una estrategia para simplificar el estudio, si bien en la naturaleza ambos están íntimamente relacionados.

Las soluciones por tanto irán encaminadas a evitar la erosión y/o a corregir la degradación. En otras situaciones lo que se busca es una aceleración en la re-vegetación de los suelos, y de esta manera solucionar los dos problemas, aunque con diferente intensidad. La enmienda puede no ser eficaz si no elegimos la adecuada. En este sentido debemos recordar la gran variabilidad de resultados que tendremos dependiendo del residuo, de la situación inicial en la que se encuentra el suelo y de las características climáticas de la zona.

Si nuestro objetivo es realizar una enmienda que solamente suponga un freno físico a la erosión (ej. mulch) no deberemos de usar un material orgánico cuya virtud sea la de mejorar las propiedades biológicas, ya que éstos se suelen degradar rápidamente. Si tenemos un suelo quemado cuya materia orgánica es escasa y muy recalcitrante por efecto del fuego, con una actividad biológica muy baja no deberemos optar por materiales poco degradables o sintéticos. En este sentido, hay residuos que son más adecuados para mejorar las poblaciones de hongos, y otros las poblaciones de bacterias (Guerrero, 2003). En otros casos buscaremos mejorar las propiedades físicas de los suelos. También dependiendo de la fase post-fuego en la que nos encontremos, si ya existe algo de vegetación o no, nuestro objetivo será aportar un residuo que libere nutrientes de manera rápida, o bien un residuo que se comporte como un fertilizante de liberación lenta.

Es por tanto necesario realizar la enmienda de la manera más lógica, racional y efectiva posible, ya que determinados residuos tienen usos muy concretos. Por otro lado también cabe la puntualización de que hay residuos que tienen usos más generalistas, es decir, que sirven para abordar muchas cosas a la vez (mejorar las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, y acelerar la re-vegetación). Este podría ser el caso de los compost de lodo de depuradora, un enmendante adecuado para un amplio abanico de posibilidades.

La mayoría de las veces deberemos diseñar la enmienda enfocada a que sea en una sola aplicación, ya que va a ser lo más efectivo desde un punto de vista económico y/o logístico. Pero desde otros puntos de vista se podrían planificar enmiendas en etapas sucesivas, en las que cada vez se aborda un nuevo objetivo de restauración, una vez quedan mejoradas una serie de características. En otros casos es posible abordar las enmiendas junto con otros tipos de actuaciones, como puede ser la reforestación. Así en algunos estudios como los de Villar et al. (2004a,b) y Vázquez et al. (1996) se apunta como mejor opción al uso combinado de enmiendas orgánicas (gallinaza; residuo rico en fósforo, potasio y nitrógeno) junto con una reforestación usando especies

leguminosas. Por un lado tendremos los efectos positivos de la enmienda orgánica, que es el incremento en nutrientes, en materia orgánica, en microorganismos, etc., y los efectos positivos de la presencia de plantas (raíces reteniendo suelo y aportando detritos orgánicos). En este caso además, las leguminosas incorporarán gradualmente nitrógeno en el sistema suelo-planta.

La mayoría de las veces, nuestro objetivo será acelerar la velocidad de la re-vegetación, ya que una vez se instala una cubierta vegetal se reduce el riesgo de erosión. Esa aceleración de la re-vegetación suele venir causada por la mejora del suelo, sobre todo por el incremento de nutrientes. De esta manera se podría pensar que una fertilización inorgánica también sería útil. En este sentido siempre es mejor adicionar los nutrientes de forma orgánica, ya que además mejoraremos el contenido en materia orgánica del suelo, y con ello muchas otras propiedades a largo plazo (como por ejemplo la agregación y la capacidad de retención de agua del suelo). Por otro lado, la instauración de una cubierta vegetal irá progresivamente mejorando las condiciones del suelo, a menos que éste esté muy degradado. Si ese fuera el caso (suelo muy degradado), el empleo de fertilización inorgánica sería una elección poco adecuada.

De este modo, la enmienda orgánica rompe el 'feed-back' negativo de degradación que se puede dar tras algunos fuegos. Guerrero et al. (2007a), hacen una revisión sobre el uso de diferentes tipos de enmiendas en la restauración de suelos quemados planteando para cada hipotético objetivo la mejor enmienda a utilizar y muestran en dicho trabajo los resultados de 5 experimentos de laboratorio y campo.

Como se ha comentado, en algunos casos debido a los efectos directos, si el incendio ha sido de alta intensidad y severidad con el suelo y la vegetación, o a la suma de los efectos directos e indirectos (por ejemplo: erosión posterior y la consecuente degradación del suelo), nos encontramos con áreas o incluso rodales muy afectados o con una alta vulnerabilidad a la degradación. Sólo en estos casos y tras una evaluación de la situación del sistema suelo-planta nos planteamos el uso de determinadas enmiendas como ayuda a la recuperación del suelo y por tanto al ecosistema. En este sentido nuestro grupo ha trabajado con el uso de algunas enmiendas orgánicas en suelos quemados que presentaban signos de degradación, ya fuesen como consecuencia directa del fuego o de la erosión sufrida posteriormente (Mataix-Solera, 1999; Guerrero et al., 2000, 2001b y 2003; Mataix-Solera et al., 2001a, b; Guerrero, 2003). Tras experimentos de laboratorio y aplicaciones en parcelas en campo, se obtuvieron resultados muy interesantes que sugieren el potencial uso de estas enmiendas en determinados casos.

En nuestro caso se realizaron experimentos con distintos tipos de enmiendas orgánicas y distintas dosis de aplicación, siempre previo análisis de caracterización de estas enmiendas para comprobar la viabilidad de su uso. Algunos de los resultados más destacables de estos experimentos son los siguientes: Mataix-Solera (1999) estudió el efecto de la aplicación de un lodo compostado procedente de la depuración de aguas residuales a un suelo forestal quemado en la Sierra de Aitana, Alicante. Los experimentos se realizaron en campo, aplicando el compost de manera superficial y ensayando dos dosis de aplicación (3 kg m^{-2} y 5 kg m^{-2}). Se realizó un seguimiento monitorizando la evolución de diferentes parámetros edáficos, así como la evolución de la cubierta vegetal. La aplicación de esta enmienda supuso una incorporación de materia orgánica, nutrientes, así como un incremento en la biomasa microbiana que supuso una aceleración en la recuperación de la cubierta vegetal. Aproximadamente al año de la aplicación, la biomasa vegetal aérea en las parcelas trata-

das con lodo compostado era muy superior a las controles, concretamente un 60 y un 135 % más para la dosis baja y la alta respectivamente, siendo la principal especie en todas las parcelas (tratadas y controles) la misma, *Brachypodium phoenicoides*. Es de destacar que en el segundo año tras la aplicación, mientras que en las parcelas con la dosis baja continuó el incremento de la biomasa vegetal, las tratadas con la dosis alta sufrieron un descenso. Realizando análisis foliares en la vegetación, comprobamos que en las parcelas tratadas con la dosis alta se estaba produciendo un desequilibrio nutricional que estaba afectando a la vegetación. Al cabo de tres años, probablemente por el lavado de parte de las sales del suelo, las parcelas con la dosis alta volvieron a recuperar cobertura vegetal igualándose con las de la dosis baja, en cualquier caso muy superior a los controles (Mataix-Solera et al., 2001b). Guerrero (2003) estudió el uso de diferentes residuos orgánicos en la restauración de suelos quemados. En este caso se realizaron estudios de laboratorio y campo con diferentes tipos de residuos: residuos sólidos urbanos (RSU), lodos compostados y sin compostar, etc. Sus estudios pusieron de manifiesto que no todos los residuos orgánicos son iguales y por tanto los efectos también varían. A modo de resumen podemos decir que los compost de RSU incrementan las sales solubles en el suelo de manera proporcional a las dosis empleadas, y de manera más notable que los compost de lodo. Este incremento se debe a las elevadas cantidades de cloruros y de sulfatos presentes en los compost de RSU. Tras lluvias intensas ocurridas en la zona de estudio, estas sales se lavaron. Durante la fase en la que la concentración de sales era alta, medida a través de la conductividad eléctrica, las poblaciones de hongos, y las actividades de las bacterias nitrificantes se vieron afectadas negativamente. La nitrificación es la secuencia de transformaciones que sufre el amonio (NH_4^+) a nitritos (NO_2^-) para luego pasar a nitratos (NO_3^-). Esta secuencia se vio afectada por el exceso de sales del RSU, ya que los microorganismos que llevan a cabo esos procesos (nitrificantes) son muy sensibles a las sales. Por otro lado, este compost tenía una relación C/N muy alta, y materia orgánica todavía por estabilizar, causando una alta proliferación bacteriana, y que parte del nitrógeno inorgánico del suelo se inmovilizase biológicamente. Además, parte del nitrógeno (aquél que está como nitratos) se va a perder por desnitrificación, al generarse micrositos anaerobios. Por estos motivos (bloqueo de la nitrificación, inmovilización y desnitrificación), durante unos meses se produce una disminución de los nitratos en los suelos tratados con el compost de RSU.

En el caso de los suelos tratados con el compost de lodo se produce cierta disminución en los nitratos del suelo, efecto sólo atribuible a la inmovilización biológica (que suele ser menor de un mes) y a desnitrificación. Tras el lavado de las sales, en los suelos tratados con los compost de RSU se incrementó la cantidad de hongos y bacterias. Cabe destacar que al cabo de un año se observó un notable incremento en la biomasa vegetal en las parcelas tratadas.

En otro experimento llevado a cabo también en campo en una zona semiárida de Pinoso (Alicante), Guerrero (2003) comparó los efectos de la aplicación de lodos de depuradora compostados y sin compostar. Basándose en los resultados de Mataix-Solera et al. (2001b), en este caso se utilizó únicamente una dosis de aplicación de 3 kg m^{-2} . La zona de estudio era un área forestal que mostraba signos evidentes de degradación ya que tras casi dos años desde el paso del fuego, la cobertura vegetal era prácticamente nula. Por otra parte el suelo mostraba una pobre colonización microbiana, y el carbono orgánico edáfico presentaba características de cierta recalcitrancia. Determinados parámetros relacionados con un posible estrés en las poblaciones micro-

bianas, eran más altos en el suelo quemado. Por lo tanto era una zona donde se apreciaba que la recolonización vegetal iba a ser muy lenta, estando el suelo expuesto a procesos de erosión y degradación durante mucho tiempo. Ello se verificó con posterioridad, y a los cuatro años del fuego la cobertura de la vegetación era baja y las características del suelo habían empeorado. En este experimento se pudo comprobar las diferentes aptitudes que mostraron los lodos de depuradora en función de si estaban compostados o no. Como era previsible, en los suelos quemados tratados con el lodo sin compostar, por su menor relación C/N, y mayor presencia de sustancias lábiles que el lodo compostado, se produjo una mineralización mayor de nitrógeno y carbono. Además, por esas características los lodos no compostados indujeron a una mayor proliferación bacteriana que en el caso de los lodos compostados, siendo éstos últimos los más efectivos incrementando las poblaciones de hongos. Por otro lado se vio que los lodos no compostados, al tener una estructura granular (de pocos mm de diámetro), hasta que éstos no fueron humectados y físicamente disgregados por las lluvias, no se incorporaron de manera efectiva en el suelo y no se observaron sus efectos ni se inició su mineralización.

El lodo compostado mostró mejor aptitud incrementando los niveles de biodisponibilidad de fósforo. Sin embargo, los lodos no compostados incrementaron mucho más el N inorgánico, sobre todo los nitratos, pudiendo suponer cierto riesgo de contaminación de las aguas si se emplea en dosis muy altas. En estos experimentos las dosis fueron de 3 kg m^{-2} ($= 30 \text{ Mg ha}^{-1}$). Ese mayor incremento en nitratos se reflejó en un mayor crecimiento de la vegetación, aunque leve, y quizás este leve incremento no justifique un posible riesgo de contaminación ambiental.

Ambos tipos de lodos incrementaron notablemente tanto la cobertura vegetal (triplicándola respecto a zonas no tratadas) como la altura de las plantas (duplicándola) (Tabla 1; Figura 5).

	Cobertura vegetal (%)	Altura media (cm)
Control	35 ± 8	22 ± 6
Lodo sin compostar	91 ± 7	43 ± 8
Lodo compostado	86 ± 9	38 ± 7

Tabla 1. Cobertura vegetal y altura media de planta en las parcelas tratadas y controles en un suelo forestal quemado en Pinoso (Alicante) al cabo de 2 años desde la aplicación de los tratamientos (Guerrero, 2003).



Figura 5. Al cabo de dos años de la enmienda, y aproximadamente a los cuatro años del incendio, los lodos han incrementado notablemente la recolonización vegetal. En la foto derecha se muestra una parcela tratada con lodo, en este caso lodo sin compostar. Los suelos no tratados, controles (C) (foto izquierda), mostraban escasísimas coberturas vegetales, menores del 40%.

DESARROLLO DE ÍNDICES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA EVALUAR EL GRADO DE AFECTACIÓN DEL SUELO

La calidad del suelo ha resultado tradicionalmente difícil de definir y cuantificar, y en los últimos años se han propuesto varias definiciones. Un aspecto común a todas las definiciones es la capacidad del suelo para “funcionar correctamente”. Lo que diferencia un poco a todas es el objetivo principal al que va encaminado ese correcto funcionamiento. Hay definiciones que se centran en el uso productivista del suelo, mientras que otras presentan una visión más ecológica. Las definiciones más integradoras que engloban productividad, calidad ambiental y salud son las establecidas por Doran y Parkin (1994): Capacidad del suelo para funcionar dentro de los límites del ecosistema para mantener la productividad biológica, mantener la calidad ambiental y promover la salud de plantas y animales, y la de Harris et al. (1996): Capacidad de un suelo, dentro de los límites de uso, paisaje y clima, para proteger la calidad del agua y el aire, sostener la productividad y calidad de plantas y animales, y promover la salud humana.

Resulta imprescindible obtener herramientas de gestión que permitan determinar el grado de afectación de un suelo que ha sufrido una perturbación, de manera que se garantice un desarrollo sostenible y que el recurso suelo no se deteriore y siga cumpliendo sus funciones para el aprovechamiento de las futuras generaciones. Para evaluar la calidad del suelo es necesaria la selección de diferentes indicadores de calidad, que son parámetros del suelo medibles que influyen en la capacidad del mismo para llevar a cabo sus funciones. La utilidad de los indicadores consiste en informar sintéticamente y simplificada sobre el estado de un proceso, pero con un significado que va más allá de aquél directamente asociado a un parámetro individual. En los últimos años nuestro grupo de investigación ha desarrollado unos índices de calidad ambiental con la finalidad de detectar el estado de degradación de los suelos (Zornoza, 2006; Zornoza et al., 2007b), así como monitorizar la recuperación de suelos degradados. Los índices de calidad ambiental obtenidos se han aplicado a suelos afectados por diversas causas de degradación, para validar su efectividad y sensibilidad (Zornoza et al., 2008).

Para la obtención de los índices de calidad nos centramos en el componente ambiental, intentando modelar el funcionamiento del suelo en estado natural, de manera que las alteraciones sufridas en el suelo se manifiesten en desequilibrios en un modelo obtenido como índice de calidad ambiental. Los suelos de ecosistemas forestales naturales presentan propiedades físicas, químicas y biológicas específicas basadas en las condiciones en las que se han desarrollado (Antolín et al., 1996). Por tanto, el establecimiento de modelos que representen el equilibrio alcanzado entre diferentes propiedades clave de suelos de ecosistemas forestales estables puede ser usado como índice de calidad ambiental, ya que cualquier práctica perturbadora conducirá a cambios en el equilibrio natural del suelo, que el modelo debe ser capaz de reflejar.

Para definir índices de calidad ambiental en suelos de la provincia de Alicante, se seleccionaron suelos forestales bajo vegetación autóctona y natural, que no hubieran sido alterados recientemente (últimos 30-40 años) por la acción humana o por causas naturales. La idea de usar suelos “clímax” ya fue sugerida por Fedoroff (1987), y está basada en el hecho de que los suelos desarrollados libremente alcanzan un equilibrio entre sus propiedades que conduce a una estabilidad duradera en ecosistemas naturales. El principal problema con el que nos enfrentamos fue

que la mayoría de suelos “clímax” en la región mediterránea han desaparecido debido a la alta presión que han soportado durante miles de años de ocupación y prácticas de manejo no sostenibles. Sin embargo, podemos encontrar aún este tipo de suelos relegados a algunas zonas de montaña, aunque la composición de la vegetación original ha sido modificada, ya que las políticas de reforestación a lo largo del siglo XX condujeron a un incremento en la proporción de *Pinus halepensis* Miller en detrimento de *Quercus rotundifolia* Lam. u otras comunidades de matorral. Por tanto, las zonas de estudio seleccionadas se encontraban en zonas forestales con suelos bajo vegetación autóctona lo más cercana posible a la potencial (Rivas-Martínez, 1987). Concretamente, se seleccionaron cinco zonas forestales de la provincia de Alicante. Se llevó a cabo un muestreo en agosto de 2004, donde se tomaron 30 muestras al azar de los primeros 10 cm de suelo mineral para cada zona, es decir, un total de 150 muestras de suelo han sido utilizadas para la obtención de estos índices de calidad ambiental. El método utilizado para obtener los índices fue la regresión lineal múltiple, en el que una variable (variable dependiente, Y) es calculada por combinación lineal de varias variables (variables independientes, X). La variable dependiente seleccionada fue el carbono orgánico (C_{org}), como componente de la materia orgánica, que juega un papel importante en la mayoría de las funciones edáficas: es fuente de nutrientes, sustrato de la actividad microbiana, presenta capacidad de retención de nutrientes y sustancias contaminantes, mejora la solubilidad de algunos micronutrientes y la estructuración del suelo y su estabilidad. Como variables independientes se utilizaron las siguientes: estabilidad de agregados (EA), capacidad de campo (CC), pH, conductividad eléctrica (CE), fósforo asimilable (P), capacidad de intercambio catiónico (CIC), carbono de la biomasa microbiana (CBM), respiración edáfica basal (REB), y determinadas actividades enzimáticas implicadas en los ciclos del C (β -glucosidasa), N (ureasa), y P (fosfatasa ácida). Además, en las regresiones se utilizó la precipitación media anual (Pm) como variable independiente categórica, al comprobar la fuerte dependencia de las relaciones entre las propiedades edáficas y los factores climáticos (Zornoza et al., 2007a). La selección de variables en el modelo se realizó en base al test F a $P < 0,05$.

Se obtuvieron dos modelos con la finalidad de ser utilizados en la evaluación de la calidad ambiental de suelos mediante la realización de regresiones lineales múltiples (Zornoza et al., 2007b):

Con este Modelo-1, el carbono orgánico (C_{org}) (transformado en su logaritmo neperiano para conseguir normalidad) se puede calcular mediante la combinación lineal de 6 propiedades físicas, químicas y bioquímicas:

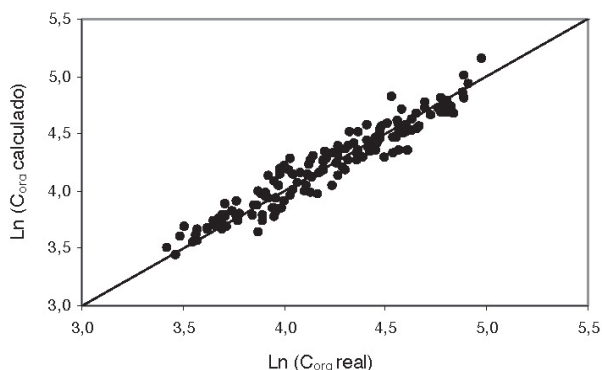


Figura 6. Ejemplo de la calibración de uno de los dos modelos (índices de calidad ambiental). Relación entre el carbono orgánico medido en el laboratorio (C_{org} real) y el carbono orgánico calculado usando el modelo 1 (valores transformados en su logaritmo neperiano para conseguir normalidad). La línea representa la recta $y = x$. Extraído de Zornoza et al. (2007c).

$$\text{Ln}(C_{\text{org}}) = A + B$$

Donde:

$$A = 2,4588 + (0,0904) \text{ fosfatasa} + (0,0096) \text{ CC} + (0,0009) \text{ CE} - (0,0088) \text{ P} + (0,0116) \text{ CIC} + (0,0012) \text{ EA}$$

$$B = -0,1382 - (0,0072) \text{ CC} + (0,0590) \text{ P} + (0,0081) \text{ EA}$$

En este modelo, el C_{org} está expresado en g kg^{-1} , la actividad fosfatasa en $\text{mmol p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, la CC y la EA están expresados en %, el P en mg kg^{-1} , la CE en $\mu\text{S cm}^{-1}$ y la CIC en $\text{cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$. Para los suelos con un nivel de precipitación por encima de 350 mm anuales, $\text{Ln}(C_{\text{org}}) = A + B$. No obstante, $B=0$ para los suelos desarrollados en zonas con un nivel de precipitación inferior a 350 mm anuales. Por tanto, para estos suelos, $\text{Ln}(C_{\text{org}}) = A$.

Este modelo explica el 92 % de la varianza en el carbono orgánico. El intervalo de confianza al 95 % de la distribución de los residuales (diferencia entre el carbono orgánico calculado con el modelo y el real) oscila entre -0,21 y +0,21. Al representar el valor del carbono orgánico calculado con el modelo frente al valor del carbono orgánico real determinado en el laboratorio, se verifica el buen ajuste de los datos a una recta $y = x$ (Figura 6).

Con el modelo-2, el carbono orgánico (transformado en su logaritmo neperiano para conseguir normalidad) también puede ser estimado mediante la combinación lineal de 7 variables químicas y bioquímicas:

$$\text{Ln}(C_{\text{org}}) = A + B$$

Donde:

$$A = 5,5270 - (0,0640) \text{ ureasa} + (0,1496) \text{ fosfatasa} - (0,0883) \beta\text{-glucosidasa} - (0,2907) \text{ pH} + (0,0005) \text{ CE} + (0,0284) \text{ P} + (0,0279) \text{ CIC}$$

$$B = 0,0373 + (0,2081) \beta\text{-glucosidasa} - (0,0157) \text{ CIC}$$

En este modelo, el C_{org} está expresado en g kg^{-1} , la actividad ureasa en $\text{mmol NH}_4^+ \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, las actividades fosfatasa y β -glucosidasa están expresadas en $\text{mmol p-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, el P en mg kg^{-1} , la CE en $\mu\text{S cm}^{-1}$ y la CIC en $\text{cmol}^+ \text{ kg}^{-1}$. Como en el modelo anterior, para los suelos con un nivel de precipitación por encima de 350 mm anuales, $\text{Ln}(C_{\text{org}}) = A + B$. No obstante, $B=0$ para los suelos desarrollados en zonas con un nivel de precipitación inferior a 350 mm anuales. Por tanto, para estos suelos, $\text{Ln}(C_{\text{org}}) = A$.

Este modelo explica el 89 % de la varianza en el carbono orgánico, y difiere del anterior en que desaparecen las propiedades físicas, pero incorpora más propiedades bioquímicas. En este modelo 2, el intervalo de confianza al 95 % de la distribución de los residuales va de -0,23 a +0,23.

Con la obtención de los modelos descritos anteriormente, se ha verificado que existe un equilibrio entre el contenido en materia orgánica y diferentes propiedades físicas, químicas y bioquímicas en los suelos forestales alicantinos. Estos modelos fueron validados con suelos forestales no alterados, y se verificó su sensibilidad con suelos degradados (Zornoza et al., 2008). Se han aplicado a suelos forestales afectados por incendios y también se ha comprobado su sensibilidad a dicha perturbación (Zornoza et al., 2007c; Pérez-Bejarano et al., 2009). En el caso de querer detec-

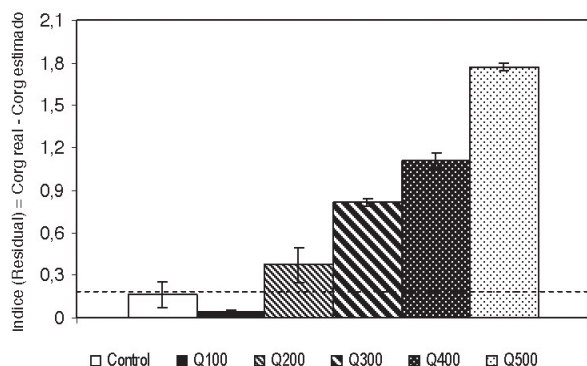


Figura 7. Ejemplo de aplicación de uno de los modelos a suelos quemados. En este caso al mismo suelo quemado a diferentes temperaturas (100 – 500°C) en el laboratorio. Los valores representados corresponden al valor del Índice (residual): diferencia entre el carbono orgánico medido en el laboratorio y el carbono orgánico calculado usando el modelo 1. Comprobamos como a partir de 200°C los valores se van alejando del intervalo de confianza del modelo ($\pm 0,21$; indicado por la línea discontinua) Pérez-Bejarano et al. (2009).

tar el grado de afectación por efecto directo del fuego, es decir el efecto inmediato, los resultados han sido satisfactorios, mostrando que los índices reflejan un mayor valor de los residuales (diferencia entre el carbono orgánico real y el estimado a partir las variables implicadas en los modelos) cuanto mayor es la severidad del fuego (Figura 7).

Sin embargo, en el caso de querer utilizarlos para monitorizar suelos afectados por el fuego encontramos algunos inconvenientes. Nos podemos encontrar con la situación de que los índices nos estén informando de la recuperación del equilibrio en un suelo afectado por el fuego y darse el caso de que lo que

se está produciendo es la pérdida del suelo por erosión. Los centímetros superficiales que fueron afectados ya no están en el sitio al haber sido erosionados y el suelo que se está muestreando y evaluando es la zona que no fue afectada directamente por calor. Al muestrear y evaluar el equilibrio entre sus propiedades, los índices nos indican que los valores de los residuales están acercándose al intervalo de confianza y sin embargo lo que ha ocurrido es que la parte de suelo afectada ya no está. Esto nos obligaría a comparar los valores de carbono orgánico iniciales (antes del incendio) si se tienen esos datos, o a compararlos con controles (no quemados) con el fin de detectar si hay o no un fallo en la interpretación de los resultados. Pero precisamente este tipo de índices fue propuesto para no tener que comparar muestras quemadas con no quemadas, ya que intrínsecamente una muestra es evaluada por la relación entre sus propiedades. En definitiva, consideramos que pueden ser útiles para evaluar el grado de perturbación inmediatamente después del fuego pero que hay que tener cuidado a la hora de interpretar los resultados si se emplean en una monitorización.

USO DE LA ESPECTROSCOPIA EN EL INFRARROJO CERCANO (NIR) PARA LA ESTIMACIÓN DE LAS TEMPERATURAS ALCANZADAS EN EL SUELO

Como se ha comentado anteriormente en este capítulo, así como en otros de este libro, muchas de las propiedades del suelo son modificadas por el efecto del fuego, y generalmente son dependientes de la temperatura alcanzada (Raison, 1979; Pietikäinen et al., 2000; Certini, 2005; Guerrero et al., 2005; Arcenegui et al., 2008a). Dependiendo de las temperaturas alcanzadas en el suelo durante un incendio las propiedades se ven más o menos afectadas. Por ello, es deseable

tener información sobre las temperaturas alcanzadas en los incendios para elaborar mapas post-incendio y conocer con más precisión los daños ocasionados por el incendio en el suelo.

En realidad, mapas sobre la severidad de los incendios se pueden obtener a través de imágenes de satélite, pero la resolución espacial puede ser inadecuada para ecosistemas con una alta heterogeneidad espacial, como son los ecosistemas Mediterráneos. Además, la mayoría de los índices utilizados para indicar la severidad de un incendio a través de la teledetección están basados en cambios en la cubierta vegetal y en la exposición del suelo, y no están basados exclusivamente en las características del suelo (Lewis et al., 2006).

Por ello es de máximo interés que se desarrollen nuevas herramientas para estimar la temperatura alcanzada en suelos afectados por incendios (Lewis et al., 2006). Bajo condiciones semiáridas mediterráneas, los incendios pueden desencadenar procesos de degradación y erosión de suelos. La mayoría de estos procesos están asociados con la severidad del incendio (Neary et al., 1999; Lewis et al., 2006). Es importante llevar a cabo prácticas de rehabilitación antes de que comiencen los procesos degradativos. Para un correcto planeamiento de estrategias de rehabilitación es necesario obtener mapas de severidad con una mejor resolución que los obtenidos por teledetección, y en un corto plazo de tiempo después del incendio. Esta tarea necesita de un gran número de muestras, por eso es deseable una técnica rápida, barata, de fácil uso y precisa para predecir la temperatura alcanzada en el suelo después de un incendio. La espectroscopía por reflectancia en el infrarrojo cercano (NIR, del inglés near infrared reflectance spectroscopy) cuenta con todas estas características. Además, los espectros del NIR son sensibles a los compuestos (principalmente orgánicos) que normalmente son afectados por los incendios (Almendros et al., 1984b; González-Pérez et al., 2004). Recientemente miembros del Grupo de Edafología Ambiental de la UMH han conseguido desarrollar una metodología para la estimación de las temperaturas máximas alcanzadas en suelos quemados (Guerrero et al., 2007b; Arcenegui, 2008a), y actualmente se está tratando de optimizar ésta técnica para tratar de tener la mayor fiabilidad posible a la hora de aplicarla con muestras tomadas en campo (Arcenegui et al., 2008b; 2008c).

El NIR permite la evaluación de propiedades edáficas relacionadas con la materia orgánica, incluyendo el carbono, el nitrógeno, la humedad o la capacidad de intercambio catiónico (Ben-Dor y Banin, 1995; Chang et al., 2001; Fystro, 2002) entre otras, de una forma rápida, sencilla y precisa.

Un espectro del suelo en la región del infrarrojo cercano está dominado por débiles resonancias y combinaciones de bandas vibracionales principalmente causadas por enlaces de tipo O-H, C-H, N-H, S-H y C=O, por lo que el NIR proporciona información sobre las proporciones relativas de estos enlaces, que son los principales constituyentes de las moléculas orgánicas (Cozzolino y Moron, 2004). Muchos de los parámetros del suelo son modificados por el efecto del fuego, y generalmente son dependientes de la temperatura alcanzada (Raison, 1979; Pietikäinen et al., 2000; Certini, 2005; Guerrero et al., 2005; Arcenegui et al., 2008a). Esto hizo posible el desarrollo de modelos para estimar la temperatura máxima alcanzada en suelos quemados (Guerrero et al., 2007b). Se construyeron modelos con cinco suelos de distintas zonas de la provincia de Alicante (El Parque Natural del Montgó, la Sierra de la Grana en Relleu, el Barranco del Carrascal en La Torre de les Maçanes, la Sierra del Reclot en Castillarejo (Pinoso) y la Sierra de Mariola) quemados a diferentes tiempos y temperaturas en el laboratorio. La temperatura máxima alcanzada se registró monitorizando ésta en cada una de las muestras quemadas mediante el uso de termopares.

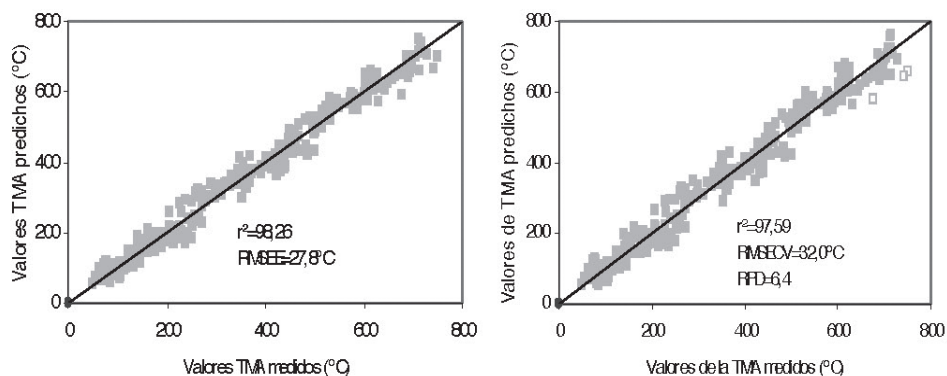


Figura 8. Ejemplo de calibración y validación de uno de los modelos desarrollados. Relación entre los valores de la temperatura máxima alcanzada (TMA) medidos y los predichos a partir del modelo construido con los espectros NIR. En este caso están incluidas todas las muestras quemadas de las 5 zonas ($n=310$) y se ha realizado una validación interna o *cross validation*. Los símbolos sin fondo representan las observaciones anómalas o *outliers* (no eliminadas).

Para la obtención de los espectros en el NIR, las muestras de suelo son colocadas en placas Petri de cristal y escaneadas en el modo de reflectancia desde los 12000 hasta los 3800 cm^{-1} mediante un espectrofotómetro de transformada de Fourier en el infrarrojo cercano (FT-NIR, del inglés *Fourier-Transform near infrared*) equipado con un prisma y un detector de PbS (MPA, Bruker Optik GmbH, Alemania). Las muestras fueron medidas por duplicado, aumentando la superficie de muestra de suelo escaneada. El espectro final es el resultado de la media de los dos barridos realizados para cada muestra. La resolución que se utilizó para el análisis espectral fue de 8 cm^{-1} . El tiempo empleado fue aproximadamente de 1 minuto por muestra. No se utilizó ningún producto químico o agente peligroso para la obtención de los espectros mediante el NIR.

Una vez obtenidos los espectros NIR de estas muestras, mediante un análisis quimiométrico se relacionó la información espectral con la temperatura máxima alcanzada. Como resultado se construyeron varios modelos y se han realizado distintos tipos de validaciones: por validación interna (*cross-validation* o validación cruzada) y otro por validación externa (*test validation*). Se construyeron modelos utilizando todas las muestras de todas las zonas, o con muestras de cuatro de las zonas y validando con la zona que no se había utilizado en la calibración, o “modelos locales”, utilizando solo las muestras de una de las zonas. En todos los casos se obtuvieron modelos excelentes para estimar la temperatura máxima alcanzada (TMA) (Guerrero et al. 2007b). Un ejemplo de calibración y validación se muestra en la figura 8.

Estos modelos fueron desarrollados con muestras de suelo quemadas en laboratorio, y lo siguiente que nos preguntamos fue qué ocurriría si en muestras tomadas en un incendio en campo, en donde además de suelo en la muestra hay presencia de cenizas, ¿afectaría esa presencia de cenizas a la estimación de las TMA en el suelo? Para ello diseñamos otros experimentos en los que se mezclaron con muestras de suelo quemadas cuya TMA era conocida, cenizas de diferentes especies, con diferentes dosis y con distinto grado de combustión. Arcenegui et al. (2008a) demostraron que dicha presencia de cenizas interfería en la buena estimación que se había obtenido pre-

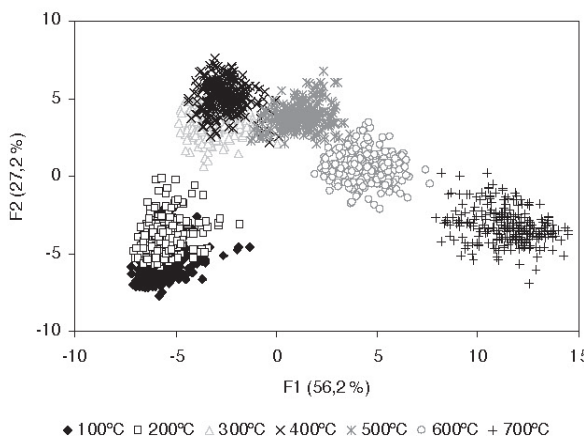


Figura 9. Mediante un análisis discriminante se consiguen clasificar las muestras en distintos grupos según la TMA a pesar de la presencia de cenizas (n = 1848). Más de un 97 % de las muestras fueron clasificadas correctamente.

viamente de las TMA en los suelos. A pesar de ello, y mediante el uso de un análisis discriminante se pudo realizar una muy buena clasificación de muestras quemadas a distintas temperaturas (Figura 9), con lo cual el posible problema de la presencia de cenizas es en cierta manera solventable.

Otra pregunta que nos planteamos y que hemos investigado recientemente fue cómo afectaría a la estimación de la TMA el contenido de humedad del suelo. Dependiendo del tratamiento previo al procesado de una muestra, ésta tiene un determinado contenido de humedad. Por ejemplo el contenido de humedad del suelo es diferente dependiendo de si el secado

de la muestra se hace al aire o en estufa. Además las modificaciones producidas en el suelo al quemarse, afectan al contenido de humedad posterior, y estas modificaciones sabemos que son diferentes dependiendo de la severidad del fuego. Se sabe que los espectros en el NIR son sensibles al contenido de humedad de una muestra. Por tanto conocer cómo afecta la humedad y cuál es el procesado más adecuado de las muestras quemadas para poder estimar de la manera más precisa las TMA en suelos quemados fue nuestra siguiente tarea. Con este objetivo se diseñaron unos experimentos en los que se construyeron y validaron modelos utilizando muestras con distinto contenido de humedad (Arcenegui et al., 2008c). Se utilizaron muestras secadas al aire, secadas en estufa, y teniendo en cuenta que el fuego puede afectar a algunas propiedades y esto afectar al rehumedecimiento, también se utilizaron muestras que habían sido rehumedecidas y posteriormente secadas, tanto al aire como en estufa, teniendo en cuenta el posible escenario de que entre el incendio y el muestreo del suelo pueda producirse una lluvia que rehumedezca el suelo. Los resultados mostraron que dependiendo de si conocemos o no si el suelo ha sido humedecido tras el fuego, y seleccionando acorde con ello el pretratamiento más adecuado de las muestras, se pueden construir modelos para poder estimar las TMA con precisión.

AGRADECIMIENTOS

A todas las entidades y personas que hacen posible la investigación que realizamos: Obra Social CAM, Ministerio de Educación y Ciencia, Generalitat Valenciana, Consellería de Territorio y Vivienda, Universitat de València, Universitat de Barcelona, Universidad Miguel Hernández, GRAF, Aula de la Naturaleza de Pinoso, Parc Natural del Montgó, CEMACAM Font-Roja, y a los propietarios de las zonas de estudio (especial agradecimiento a Valerie y John).

REFERENCIAS

- Acea, M.J. y Carballas, T. 1996. Changes in physiological groups of microorganisms in soil following wildfire. *FEMS Microbiology Ecology*, 20, 33-39.
- Acea, M.J., Diz, N. y Prieto-Fernández, A. 2001. Microbial populations in heated soils inoculated with cyanobacteria. *Biology and Fertility of Soils*, 33, 118-125.
- Ahlgren, I.F. y Ahlgren, C.E. 1960. Ecological effects of forest fires. *Botanical Review*, 26, 483-533.
- Ahlgren, I.F. y Ahlgren, C.E. 1965. Effects of prescribed burning on soil microorganisms in a Minnesota jack pine forest. *Ecology*, 46, 304-310.
- Almendros, G., González-Vila, F.J. y Martín, F. 1990. Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest: an experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Science*, 149, 158-168.
- Almendros, G., Polo, A., Ibañez, J.J. y Lobo, M.C. 1984b. 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., Polo, A., Lobo, M.C. y Ibañez, J.J. 1984a. Contribución al estudio de los incendios forestales en las características de la materia orgánica del suelo. II. Transformaciones controladas del humus por ignición en condiciones de laboratorio. *Revue d'Écologie et de Biologie du Sol*, 21, 145-160.
- Anderson, T.H. y Domsch, K.H. 1990. Application of eco-physiological quotients (q_{CO2} and q_D) on microbial biomass from soils of different cropping histories. *Soil Biology & Biochemistry*, 22, 251-255.
- Antolín, C., Moraleda, M., Álvarez, D. y Carbó, E., 1996. Análisis de los efectos producidos por los mecanismos erosivos del suelo, según los usos del mismo. Recomendaciones para su prevención y control. En: Vallejo R. (Ed.), *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. CEAM, pp 11-50.
- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mayoral, A.M. y Morales, J. 2007. Factors controlling the water repellency induced by fire in calcareous Mediterranean forest soils. *European Journal of Soil Science*, 58, 1254-1259.
- Arcenegui, V. 2008. Hidrofobicidad en suelos afectados por incendios forestales y desarrollo de una nueva técnica para estimar las temperaturas alcanzadas en suelos quemados. Tesis Doctoral. Universidad Miguel Hernández.
- Arcenegui, V., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J., Zornoza, R., Morales, J. y Mayoral, A.M. 2008a. The presence of ash as an interference factor in the estimation of the maximum temperatures reached on burned soils using near-infrared spectroscopy (NIR). *Catena*, 74, 177-184.
- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mataix-Beneyto, J. y García-Orenes, F. 2008b. Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena*, 74, 219-226.
- Arcenegui, V., Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Zornoza, R., Mataix-Beneyto, J., García-Orenes, F. y Gómez, I. 2008c. Effects of sample moisture in the estimation of maximum temperature reached on burned soils using near infra-red spectroscopy. EGU General Assembly April 2008 Vienna Austria. *Geophysical Research Abstracts Vol 10*, 10398.
- Bååth, E., Frostegard, A., Pennanen, T. y Fritze, H. 1995. Microbial community structure and pH response in relation to soil organic matter quality in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 27, 229-240.
- Bárceñas, G., García-Orenes, F., Mataix-Solera, J. y Mataix-Beneyto, J. 2008a. Wildfire effects on microbial abundance in different plant communities in Sierra Nevada (Granada, Spain). *Geophysical Research Abstracts*, 10, 10175.
- Bárceñas, G., García-Orenes, F., Mataix-Solera, J. y Mataix-Beneyto, J., 2008b. Estudio del efecto del fuego sobre los microorganismos del suelo como posible indicador del estado y recuperación del suelo. Jornadas Internacionales Reunión Nacional de la Red Temática "Efectos de los incendios forestales sobre los suelos". Valencia-Enguera-Alcoi, 3-5 de diciembre de 2008. Abstracts book, p.35.
- Bárceñas, G., García-Orenes, F., Mataix-Solera, J. y Mataix-Beneyto, J. 2009a. Plant species influence on fungal and bacterial response after soil heating. 2nd International Meeting of Fire Effects on Soil Properties. February 11-15, 2009, Marmaris, Turkey. Abstracts book p. 43.

- Bárcenas, G., Guerrero, C. y Bååth, E., 2009b. Bacterial and fungal growth in soil heated at different temperatures. 2nd International Meeting of Fire Effects on Soil Properties. February 11-15, 2009, Marmaris, Turkey. Abstracts book, p. 44.
- Bartoli, A., Gerdol, R. y Massari, G. 1991. Soil fungi succession in a Mediterranean "macchia" after fire. *Revue d'Écologie et de Biologie du Sol* 28, 387-402.
- Ben-Dor, E. y Banin, A. 1995. Near-infrared analysis as a rapid method to simultaneously evaluate several soil properties. *Soil Science Society of America Journal*, 59, 364-372.
- Bisdom, E.B.A., Dekker, L.W. y Schoute, J.F.T. 1993. Water repellency of sieve fractions from sandy soils and relationships with organic material and soil structure. *Geoderma*, 56, 105-118.
- Blagodatskaya, E.V. y Anderson, T.H., 1998. Interactive effects of pH and substrate quality on the fungal-to-bacterial ratio and qCO₂ of microbial communities in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 30, 1269-1274.
- Bodí, M.B., Mataix-Solera, J., Doerr, S.H. y Cerdà, A. 2009. Effects of ash type and degree of combustion on soil water repellency. 2nd International Meeting of Fire Effects on Soil Properties. Marmaris, Turkey 11-15 Feb 2009. Abstract book: p 41.
- Bollen, G.J., 1969. The selective effect of heat treatment on the microflora of a greenhouse soil. *Neth. J. Pl. Paht.* 75, 157-163.
- Brandt, G. H. 1969. Water movement in hydrophobic soils. En: *Proceedings of symposium on water repellent soils*. Riverside, California, 91-115.
- Carballeira, A., 1980. Phenolic inhibitors in *Erica australis* L. and in associated soil. *Journal of Chemical Ecology*, 6, 593-596.
- Cerdà, A. y Doerr, S.H. 2008. The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena*, 74, 256-263.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143, 1-10.
- Chandler, C., Cheney, Ph., Thomas, Ph., Trabaud, L. y Williams, D. 1983. Fire in forestry. Volume I. En: Chandler, C., Cheney, Ph., Thomas, Ph., Trabaud, L., Williams, D. (Eds.), *Forest fire behavior and effects*. J. Wiley and Sons, New York, pp. 171-202.
- Chang, C.W., Laird, D.A., Mausbach, M.J. y Hurburgh, C.R. Jr. 2001. Near-infrared reflectance spectroscopy-principal components regression analyses of soil properties. *Soil Science of America Journal*, 65, 480-490.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y. y Arrouays, D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1479-1486.
- Choromanska, U. y DeLuca, T.H. 2001. Prescribed fire alters the impact of wildfire on soil biochemical properties in a ponderosa pine forest. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 232-238.
- Choromanska, U. y DeLuca, T.H. 2002. Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 34, 263-271.
- Cozzolino, D. y Moron, A. 2004. Determination of chemical and physical properties in arable soils in Uruguay by near infrared reflectance spectroscopy. *Near Infrared Spectroscopy: Proceedings of the 11th International Conference*. Córdoba, Spain.
- Crockford, S., Topadilis, S. y Richardson, D.P. 1991. Water repellency in a dry sclerophyll forest-measurements and processes. *Hydrological Processes*, 5, 405-420.
- D'Ascoli, R., Rutigliano, F.A., De Pascale, R.A., Gentile, A. y Virzo De Santo, A. 2005. Functional diversity of the microbial community in Mediterranean maquis soils as affected by fires. *International Journal of Wildland Fire*, 14, 355-363.
- Dahlberg, A., 2002. Effects of fire on ectomycorrhizal fungi in fennoscandian forest. *Sylvia Fenica*, 36, 69-80.
- De Jonge, L.W., Jacobsen, O.H. y Moldrup, P. 1999. Soil water repellency: effects of water content, temperature and particle size. *Soil Science Society of America Journal*, 63, 437-442.
- DeBano, L.F. 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology*, 231-232, 195-206.
- DeBano, L.F., Mann, L.D. y Hamilton, D.A. 1970. Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Soil Science Society of America Journal*, 34, 130-133.

- DeBano, L.F., Savage, S.M. y Hamilton, D.A. 1976. The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Science Society of America Journal*, 40, 779-782.
- Dekker, L.W. y Ritsema, C.J. 1996. Preferential flow paths in a water repellent clay soil. *Water Resources Research*, 32, 1239-1249.
- Dekker, L.W. y Jungerius, P.D. 1990. Water repellency in the dunes with special reference to the Netherlands. *Catena*, 18, 173-183.
- Díaz-Raviña, M., Prieto, A., Acea, M.J. y Carballas, T. 1992. Fumigation-extraction method to estimate microbial biomass in heated soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 24, 259-264.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. y Walsh, R.P.D. 1996. Soil hydrophobicity variations with depth and particle size fraction in burned and unburned *Eucalyptus globulus* and *Pinus pinaster* forest terrain in the Águeda basin, Portugal. *Catena*, 27, 25-47.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. y Walsh, R.P.D. 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydrogeomorphological significance. *Earth Sciences Reviews*, 51, 33-65.
- Doerr, S.H., Dekker, L.W., Shakesby, R.A., Ritsema, C.J. y Bryant, R. 2002. Water repellency of soils: the influence of ambient relative humidity. *Soil Science Society of America Journal*, 66, 401-405.
- Doerr, S.H., Llewellyn, C.T., Douglas, P., Morley, C.P., Mainwaring, K.A., Haskins, C., Johnsey, L., Ritsema, C.J., Stagnitti, F., Allinson, G., Ferreira, A.J.D., Keizer, J.J., Ziogas, A.K. y Diamantis, J. 2005. Extraction of compounds associated with water repellency in sandy soils of different origin. *Australian Journal of Soil Research*, 43, 225-237.
- Doran, J.W. y Parkin, T.B. 1994. Defining and Assessing Soil Quality. En: Doran, J.W., Coleman, D.F., Bezdicek, D.F., Stewart, B.A. (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Science Society of America, Special Publication 35, Madison, WI, pp 3-21.
- Dunn, P.H., Barro, S.C. y Poth, M. 1985. Soil moisture affects survival of microorganisms in heated chaparral soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 17, 143-148.
- Eldridge, D.J. y Bradstock, R.A. 1994. The effect of time since fire on the cover and composition of cryptogamic soil crusts on a eucalypt shrubland soil. *Cunninghamia*, 3, 521-527.
- FAO, 2006. *World Reference Base for Soil Resources*. World Soil Resources Report 103, FAO, Rome.
- Fedoroff, N., 1987. The production potential of soils. Part 1. Sensitivity of principal soil types to the intense agriculture of north-western Europe. En: Barth, E., L'Hermite, P. (Eds.), *Scientific Basis for Soil Protection in the European Community*. Elsevier, London, pp. 65-86.
- Fernández, I., Cabaneiro, A. y Carballas, T. 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology & Biochemistry*, 29, 1-11.
- Fernández, I., Cabaneiro, A. y Carballas, T. 2001. Thermal resistance to high temperatures of different organic fractions from soils under pine forest. *Geoderma*, 104, 281-298.
- Finlay, R. y Söderström, B., 1989. Mycorrhizal mycelia and their role in soil and plant communities. En: Clarholm, M. and Bergström, L. (Eds.), *Ecology of Arable Land*. Kluwer, Dordrecht, pp. 139-148.
- Franco, C.M., Tate, M.E. y Oades, J.M. 1995. Studies on non-wetting sands. *Australian Journal of Soil Research*, 33, 253-263.
- Franco, C.M.M., Clarke, P.J., Tate, M.E. y Oades, J.M. 2000. Hydrophobic properties and chemical characterisation of natural water repellent materials in Australian sands. *Journal of Hydrology*, 231-232, 47-58.
- Fritze, H., Smolander, A., Levula, T., Kitunen, V. y Mälkönen, E. 1994. Wood-ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: Effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. *Biology and Fertility of Soils*, 17, 57-63.
- Fystro, G. 2002. The prediction of C and N content and their potential mineralization in heterogeneous soil samples using Vis-NIR spectroscopy and comparative methods. *Plant and Soil*, 246, 139-149.
- García, C., Hernández, T., Albadalejo, J., Castillo, V. y Roldán, A. 1998. Revegetation in semiarid zones: influence of terracing and organic refuse on microbial activity. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 670-676.
- García-Corona, R., Benito, E., de Blas, E. y Varela, M.E. 2004. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*, 13, 195-199.

- Giovannini, G. y Lucchesi S. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science*, 162, 479-486.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1988. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*, 146, 255-262.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1990. Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. En: Goldammer, J.C. and Jenkins, M.J. (eds), *Fire and Ecosystem Dynamics Mediterranean and Northern Perspectives*. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 95-102
- González-Pérez, J.A., González-Vila, F.J., Almendros, G. y Knicker, H. 2004. The effect of fire on soil organic matter – a review. *Environment Internacional*, 30, 855-870.
- Guerrero, C., Gómez, I., Mataix-Solera, J., Moral, R., Mataix Beneyto, J. y Hernández, M.T. 2000. Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biology and Fertility of Soils*, 32, 410-414.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F. y Gómez, I. 2001a. Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. *Arid Land Research and Management*, 15, 163-171.
- Guerrero, C., Gómez, I., Moral, R., Mataix-Solera, J., Mataix-Beneyto, J. y Hernández, T. 2001b. Reclamation of a burned forest soil with municipal waste compost: macronutrient dynamic and improved vegetation cover recovery. *Bioresource Technology*, 76, 221-227.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Mataix-Beneyto, J. y Gómez, I. 2002. Evolution of soil quality indices in a chronosequence of semiarid Mediterranean burned soils: influenced by climatic conditions or age of fire? *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety*. D.X. Viegas (Ed). Millpress, Rotterdam, 11 pp.
- Guerrero, C. 2003. Uso de diferentes residuos orgánicos en la restauración de suelos forestales quemados. Tesis Doctoral. Universidad Miguel Hernández.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Rodríguez, F., García-Orenes, F., Gómez, I. y Moral, R. 2003. Carbono microbiano edáfico en suelos afectados por fuego y enmendados con diferentes residuos orgánicos. *Edafología*, 10, 185-190.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Gómez, I., García-Orenes, F. y Jordán, M.M. 2005. Microbial recolonization and chemical changes in a soil heated at different temperatures. *International Journal of Wildland Fire*, 14, 385-400
- Guerrero, C., Gómez, I. y Mataix-Solera, J. 2007a. El uso de enmiendas en la restauración de suelos quemados. En: Mataix-Solera, J. (ed.), *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica*. Caja Mediterráneo CEMA-CAM Font Roja-Alcoi, Alicante. pp. 119-154.
- Guerrero, C., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J. y Gómez, I. 2007b. Near-infrared spectroscopy to estimate the maximum temperatures reached on burned soils. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 1029-1037
- Gundale, M.J., DeLuca, T.H., Fiedler, C.E., Ramsey, P.W., Harrington, M.G. y Gannon, J.E., 2005. Restoration treatments in a Montana ponderosa pine forest: Effects on soil physical, chemical and biological properties. *Forest Ecology and Management*, 213, 25-38.
- Halal, M.A. y Read, D.J. 1987. The organic acid composition of *Calluna* heathland soil with special reference to phyto- and fungitoxicity. *Plant and Soil*, 70, 257-272.
- Hallett, P.D., Ritz, K. y Wheatley, R.E. 2001. Microbial derived water repellency in soil. *International Turfgrass Society Research Journal*, 9, 518-524.
- Harris, R.F., Karlen, D.L. y Mulla, D.J., 1996. A conceptual framework for assessment and management of soil quality and health. En: Doran, J.W., Jones, A.J. (Eds.), *Methods for assessing soil quality*. Soil Science Society of America Journal, Madison, Wisconsin, USA, pp. 61-82.
- Herrero-Gallur, M., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R. y de la Torre, L. 2002. Repercusiones de la hifrofobicidad en la fertilidad de suelos quemados. II Congreso Nacional de Estudiantes de Ciencias Ambientales". Elche, 7-9 de Noviembre 2002. Libro de Actas, 94-98. Ed: Instituto Alicantino de Cultura Juan Gil-Albert & Universidad Miguel Hernández.
- Horne, D. y McIntosh, J.C. 2000. Hydrophobic compounds in sands in New Zealand- extraction, characterisation and proposed mechanism for repellency expression. *Journal of Hydrology*, 231-232, 35-46.

- Imeson, A.C., Verstraten, J.M., Van Mulligen, E.J. y Senvink, J. 1992. The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena*, 19, 345-361.
- Insam, H. y Domsch., K.H. 1988. Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. *Microbial Ecology*, 15, 177-188.
- Jordán, A., Martínez-Zavala, L. y Bellinfante, N., 2008. Heterogeneity in soil hydrological response from different land cover types in southern Spain. *Catena*, 74, 137-143.
- Jorgensen, J.R. y Hodges Jr, C.S. 1970. Microbial characteristics of a forest soil after twenty years of prescribed burning. *Mycologia*, 62, 721-726.
- Khanna, P.K. y Raison, R.J. 1986. Effect of fire intensity on solution chemistry of surface soil under a *Eucalyptus pauciflora* forest. *Australian Journal of Soil Research*, 24, 423-434.
- Le Houerou, N.H. 1977. Fire and vegetation in North Africa. En: Proc. Symp. Envir. Cons. Fire and fuel Manag. Medit. Ecosys. Forest Serv. Dep. Agric. U.S.
- Lewis, S., Wu, J.Q. y Robichaud, P. 2006. Assessing burn severity and comparing soil water repellency, Hayman Fire, Colorado. *Hydrological Processes*, 20, 1-16.
- Ma'shum, M. y Farmer, V.C. 1985. Origin and assessment of water repellency of a sandy south Australian soil. *Australian Journal of Soil Research*, 23, 623-626.
- Mabuhay, J.A., Nakagoshi, N. y Isagi, Y. 2006. Soil microbial biomass, abundance, and diversity in a Japanese red pine forest: first year after fire. *Journal of Forest Research*, 11, 165-173.
- Mainwaring, K.A., Morley, C.P., Doerr, S.H., Douglas, P., Llewellyn, C.T., Llewellyn, G., Matthews, I. y Stein, B.K. 2004. Role of heavy polar organic compounds for water repellency of sandy soils. *Environ Chem Lett*, 2, 35-39.
- Mallik, A.U. 1995. Conversion of temperate forests into heaths: Role of ecosystem disturbance and ericaceous plants. *Environmental Management*, 19, 675-684.
- Martin, D.A. y Moody, J.A. 2001. Comparison of soil infiltration rates in burned and unburned mountainous watersheds. *Hydrological Processes*, 15, 2893-2903.
- Martínez-Zavala, L. y Jordán-López, A. 2009. Influence of different plant species on water repellency in Mediterranean heathland soils. *Catena*, 76, 215-223.
- Martín-Pinto, P., Vaquerizo, H., Peñalver, F., Olaizola, J. y Oria-de-Rueda, J.A., 2006. Early effects of a wildfire on the diversity and production of fungal communities in Mediterranean vegetation types dominated by *Cistus ladanifer* and *Pinus pinaster* in Spain. *Forest Ecology and Management*, 225, 296-305.
- Mataix-Solera, J. 1999. Alteraciones físicas, químicas y biológicas en suelos afectados por incendios forestales. Contribución a su conservación y regeneración. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. 330 pp.
- Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., García, E., Jordán, M. y Gómez, I. 2001a. Application of different organic wastes to three soils of degraded areas: effects of some physical, chemical and biological soil properties. En: *Ecosystems and Sustainable Development III*,. (Ed.) WIT Press, Southampton, pp. 321-330.
- Mataix-Solera, J., Moltó, A., Guerrero, C., Navarro-Pedreño, J., Moral, R. y Gómez, I. 2001b. Aplicación de un compost de lodo a un suelo forestal quemado. Efecto en los contenidos de N, P, K, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn y B en *Brachypodium phoenicoides*. En: *Montes para la sociedad del nuevo milenio. III Congreso Forestal Español*. Ed: Junta de Andalucía. Consejería de Medio Ambiente. Granada, 374-379.
- Mataix-Solera, J., Gómez, I; Navarro-Pedreño, J.; Guerrero, C. y Moral, R. 2002a. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire*, 11, 107-114.
- Mataix-Solera, J., Doerr, S.H. y Shakesby, R.A. 2002b. Hydrophobic properties of different aggregate size fractions in fire-affected calcareous forest soils in eastern Spain. En: A. Faz, R. Ortiz and A.R. Mermut (Eds.), *Sustainable Use and Management of Soils in Arid and Semiarid Regions. Vol II*, pp. 100-101.
- Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C., Gómez, I., Marco, B. y Mataix, J. 2002c. Effects of an experimental fire on soil microbial populations in a Mediterranean environment. En: J.L. Rubio, R.P.C. Morgan, S. Asins and V. Andreu (Eds.), *Man and Soil at the Third Millennium. Vol II*.. Geofoma Ediciones, Logroño, pp. 1607-1614.

- Mataix-Solera, J. y Doerr, S.H. 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forest in southeastern Spain. *Geoderma*, 118, 77-88.
- Mataix-Solera, J., Lloret, E., Zornoza, R., Guerrero, C., García-Orenes, F., Mataix-Beneyto, J., Navarro, J. y Gómez, I. 2006. Soil organic carbon, microbial biomass and basal respiration 11 years after a forest fire in a Mediterranean environment. *Geophysical Research Abstracts*. Vol 8, 01249.
- Mataix-Solera, J. y Guerrero, C. 2007. Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. En: Mataix-Solera, J. (ed.), *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica*. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante, pp: 5-40.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Mayoral, A.M., Morales, J., González, J., García-Orenes, F. y Gómez, I. 2007. Water repellency under different plant species in a calcareous forest soil in a semiarid Mediterranean environment. *Hydrological Processes*, 21, 2300-2309.
- Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Guerrero, C., Jordán, M., Dlapa, P., Tessler, N. y Wittenberg, L. 2008. Can *terra rossa* become water repellent by burning? A laboratory approach. *Geoderma*, 147, 178-184.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., García-Orenes, F., Bárcenas, G.M y Torres, M.P. 2009. Forest fire effects on soil microbiology. En: A. Cerdà and P. Robichaud (eds), *Fire effects on soils and restoration strategies*. Science Publishers, Inc. Enfield, New Hampshire USA, pp, 133-175
- McGhie, D.A. y Posner, A.M. 1981. The effect of plant top material on the water repellence of fired sands and water repellent soils. *Australian Journal of Agricultural Research*, 32, 609-620.
- Morley, C.P., Mainwaring, K.A., Doerr, S.H., Douglas, P., Llewellyn, C.T. y Dekker, L. 2005. Organic compounds at different depths in a sandy soil and their role in water repellency. *Australian Journal of Soil Research*, 43, 239-249.
- Naveh, Z. 1975. The evolutionary significance of fire in the Mediterranean Region. *Vegetatio*, 29, 199-208.
- Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F. y Ffolliott, P. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122, 51-71.
- Neary, D.G., Ryan, K.C., DeBano, L.F., Landsberg, J.D. y Brown, J.K. 2005. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soil and water*, General Technical Report RMRS-GTR-42 vol. 4, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station: Ogden, UT.
- Nielsen, K.E., Dalsgaard, K. y Nørnberg, P. 1987. Effects on soils of an oak invasion of a *Calluna* heath, Denmark. I. Morphology and chemistry. *Geoderma*, 41, 79-95.
- Oades, J.M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 56, 377-400.
- Osborn, J.R., Pelishek, R.E., Krammes J.S. y Letey, J. 1964. Soil wettability as a factor in erodibility. *Soil Science Society of America Proceedings*, 28, 294-295
- Pascual, J.A., García, C. y Hernández, T. 1999. Lasting microbiological and biochemical effects of the addition of municipal solid waste to an arid soil. *Biology and Fertility of Soils*, 30, 1-6.
- Pérez-Bejarano, A., Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V. y Mataix-Beneyto, J. 2009. Assessing the sensitivity of two soil quality indices to the temperature registered in burned soils. 2nd International Meeting of Fire Effects on Soil Properties. Marmaris, Turkey 11-15 Feb 2009. Abstract book: p 42.
- Pietikäinen, J. y Fritze, H. 1993. Microbial biomass and activity in the humus layer following burning: short-term effects of two different fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 23, 1275-1285.
- Pietikäinen, J., Hiukka, R. y Fritze, H. 2000. Does short term heating of forest humus change its properties as a substrate for microbes?. *Soil Biology and Biochemistry*, 32, 277-288.
- Prieto-Fernández, A., Villar, M.C., Carballas, M. y Carballas, T. 1993. Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an Atlantic forest soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 25, 1657-1664.
- Prieto-Fernández, A. 1996. *Ecosistemas forestales quemados: dinámica del nitrógeno y de la biomasa microbiana edáficos*. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia, CSIC.
- Prieto-Fernández, A., Acea, M.J. y Carballas, T. 1998. Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biology and Fertility of Soils*, 27, 132-142.
- Raison, R.J. 1979. Modifications of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil*, 51, 73-108.

- Rillig, M. 2005. A connection between fungal hydrophobins and soil water repellency?. *Pedobiologia*, 49, 395-399.
- Rivas-Martínez, S., 1987. Mapa de series de vegetación de España. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, ICONA, Madrid.
- Roldán, A., Albadalejo, J. y Thornes, J.B. 1996. Aggregate stability changes in a semiarid soil after treatment with different organic amendments. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 10, 139-148.
- Saá, A., Trasar-Cepeda, M.C. y Carballas, T. 1998. Soil P status and phosphomonoesterase activity of recently burnt and unburnt soil following laboratory incubation. *Soil Biology & Biochemistry*, 30, 419-428.
- Saá, A., Trasar-Cepeda, M.C., Gil-Sotres, F. y Carballas, T. 1993. Changes in soil phosphorus and acid phosphatase activity immediately following forest fires. *Soil Biology & Biochemistry*, 25, 1223-1230.
- Schreiner, O. y Edmund, C.S. 1910. Chemical nature of soil organic matter. *USDA Bureau of Soils Bulletin*, 74, 2-48.
- Serrasolsas, I. y Khanna, P.K. 1995. Changes in heated and autoclaved forest soils of S.E. Australia. I. Carbon and nitrogen. *Biogeochemistry*, 29, 3-24.
- Schantz, H.L. y Piemeisel, R.L. 1917. Fungus fairy rings in eastern Colorado and their effect on vegetation. *Journal of Agriculture Research*, 11, 191-245.
- Soil Survey Staff, 2006. *Keys to Soil Taxonomy*. 10th ed. NRCS, Washington, DC.
- Staddon, W.J., Duchesne, L.C. y Trevors, J.T. 1998. Impact of clear-cutting and prescribed burning on microbial diversity and community structure in a Jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) clear-cut using Biolog Gram-negative microplates. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 14, 119-123.
- Varela, M.E., Benito, E. y de Blas, E. 2005. Impact of wildfires on surface water repellency in soils of NW Spain. *Hydrological Processes*, 19, 3649-3657
- Vázquez, F.J., Petrikova, V., Villar, M.C. y Carballas, T. 1996. Use of poultry manure and plant cultivation for the reclamation of burnt soils. *Biology and Fertility of Soils*, 22, 265-271.
- Villar, M.C., Petrikova, V., Díaz-Raviña, M. y Carballas, T. 2004a. Changes in soil microbial biomass and aggregate stability following burning and soil rehabilitation. *Geoderma*, 122, 73-82.
- Villar, M.C., Petrikova, V., Díaz-Raviña, M. y Carballas, T. 2004b. Recycling of organic wastes in burnt soils: combined application of poultry manure and plant cultivation. *Waste Management*, 24, 365-370.
- Warcup, J.H. y Baker, K.F. 1963. Occurrence of dormant ascospores in soil. *Nature*, 197, 1317-1318.
- Weston, C.J. y Attiwill, P.M. 1990. Effects of fire and harvesting on nitrogen transformations and ionic mobility in soils of *Eucalyptus regnans* forest of southeastern Australia. *Oecologia*, 83, 20-26.
- Widden, P. y Parkinson, D. 1975. The effects of a forest fire on soil microfungi. *Soil Biology & Biochemistry*, 7, 125-138.
- Zavala, L.M., Jordán, A., Gil, J., Bellinfante, N. y Pain, C. 2009. Intact ash and charred litter reduce susceptibility to rain splash erosion post-wildfire. *Earth Surface Processes and Landforms*. En prensa.
- Zornoza, R. 2006. Evaluación de la calidad ambiental en suelos de la provincia de Alicante; desarrollo y aplicación de diferentes técnicas. Tesis Doctoral. Universidad Miguel Hernández de Elche.
- Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., García-Orenes, F., Mataix-Beneyto, J. y Morugán, A. 2007a. Evaluation of soil quality using multiple lineal regression based on physical, chemical and biochemical properties. *Science of the Total Environment*, 378, 233-237.
- Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Mayoral, A.M., Morales, J. y Mataix-Beneyto, J. 2007b. Soil properties under natural forest in the Alicante Province of Spain. *Geoderma*, 142, 334-341.
- Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Morugán, A. y Mataix-Beneyto, J. 2007c. The use of soil quality indices to evaluate and monitor burned soils. *International meeting on fire effects on soil properties*. Barcelona. Abstracts book.
- Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V. y Mataix-Beneyto, J. 2007d. Nuevas metodologías en la evaluación de suelos quemados: aplicación de índices de calidad de suelos. En: Mataix-Solera, J. (ed.), *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica*. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, pp. 177-196.
- Zornoza, R., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J. y Gómez, I. 2008. Validating the effectiveness and sensitivity of two soil quality indices based in natural forest soils under Mediterranean conditions. *Soil Biology & Biochemistry*, 40, 2079-2087.