

EFFECTOS DEL FUEGO EN LAS PROPIEDADES BIOLÓGICAS, FÍSICAS Y QUÍMICAS DEL SUELO

Reyes de Celis

MED_Soil Research Group. Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Facultad de Química (Universidad de Sevilla).

Antonio Jordán

MED_Soil Research Group. Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Facultad de Química (Universidad de Sevilla).

Lorena M. Zavala

MED_Soil Research Group. Dpto. de Cristalografía, Mineralogía y Química Agrícola. Facultad de Química (Universidad de Sevilla).

RESUMEN

Los incendios forestales pueden producir varios cambios a corto y largo plazo en el paisaje y en el sistema suelo. La magnitud de estos cambios inducidos por el fuego en los componentes de los ecosistemas (agua, suelo, vegetación y fauna) depende de factores intrínsecos (la intensidad del fuego y la gravedad) y extrínsecos (vegetación, suelos , geomorfología , etc.) Los impactos más importantes de los suelos en el corto plazo son la reducción de la cubierta vegetal (que aumenta el riesgo de erosión del suelo), la deposición de cenizas después de la combustión de la biomasa, la inducción de la mejora de la repelencia al agua y los cambios en la estructura y componentes del suelo. La combustión de la materia orgánica del suelo y la biomasa también se traduce en la emisión de gases y otros contaminantes a la atmósfera. Del mismo modo, los cambios inducidos por el fuego en los componentes biológicos del suelo (vegetación, animales y microorganismos del suelo) pueden ocurrir rápidamente y producir una respuesta a gran escala. Los efectos a largo plazo de los incendios en los suelos y el agua y pueden persistir durante períodos relativamente cortos (horas, días o meses), largos (años o decenas de años), o ser permanente dependiendo de la gravedad o de fuego y el régimen de incendios . Algunos de estos efectos son una consecuencia de la relación entre el fuego, la hidrología y el ciclo de nutrientes.

Palabras clave: incendios forestales, degradación del suelo, propiedades químicas del suelo, propiedades físicas del suelo

FIRE EFFECTS ON SOIL BIOLOGICAL, PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES

ABSTRACT

Wildfires may produce several changes in the short- and long-term in the landscape and in the soil system. The magnitude of these changes induced by fire in the components of ecosystems (water, soil, vegetation and fauna) depends on intrinsic factors (fire intensity and severity) and extrinsic (vegetation, soil, geomorphology, etc.). The most important impacts on soils in the short-term are the reduction of vegetation cover (which increases soil erosion risk), the deposition of ash after combustion of biomass, the induction of enhancement of water repellency and changes in the structure and soil components. Combustion of biomass and soil

organic matter also results in the release of gases and other pollutants into the atmosphere. Similarly, the changes induced by fire on the biological soil components (vegetation, animals and soil microorganisms) may occur rapidly and produce a large-scale response. The long-term effects of fire on soils and water may well persist for relatively short periods (hours, days or months), long (years or tens of years), or be permanent depending on the severity of fire and fire regime. Some of these effects are a consequence of the relationship between fire, soil, hydrology and nutrient cycling.

Keywords: forest fires, forest soils, soil degradation, soil chemical properties, soil physical properties

INTRODUCCIÓN

El fuego es una de las causas más importantes de alteración de los ecosistemas (Eiten, 1992; Bond y Keeley, 2005; Certini, 2005; Neary *et al.*, 1999; Kutiel, 2006). En las zonas mediterráneas, los incendios constituyen un fenómeno recurrente y frecuente durante el verano, estación que en el clima mediterráneo se caracteriza por ser seca y de altas temperaturas que exceden los 40 oC (Moreno y Oechel, 1995; De la Rosa *et al.*, 2008). La preocupación por los incendios forestales y sus efectos en la región mediterránea comenzó en los años 1960, cuando se produjo un aumento exponencial de la actividad del fuego (Moreno *et al.*, 1998; Pausas, 2004) como consecuencia del abandono generalizado de las áreas marginales, generalmente en zonas montañosas (Margaris *et al.*, 1996).

El suelo es el componente básico del ecosistema forestal. Su sostenibilidad y recuperación dependen tanto de los procesos químicos, físicos y biológicos como de la severidad del fuego (Neary *et al.*, 1999; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Los impactos del fuego en el suelo son básicamente de dos tipos: directos, como consecuencia de la combustión de los residuos orgánicos y las temperaturas que se alcanzan en el suelo, e indirectos (Neary *et al.*, 1999), como consecuencia de cambios producidos en otros componentes del ecosistema, como la disminución de la cobertura vegetal o el aporte de cenizas y hojarasca parcialmente quemada (Cerdà y Doerr, 2008), incluso cambios en la flora (Pausas y Verdú, 2005; Trabaud, 2000). La severidad de estos impactos depende en gran medida de su intensidad, duración y frecuencia (Flannigan *et al.*, 2000; Inbar *et al.*, 1998; Robichaud *et al.*, 2000). Incendios de baja intensidad, durante los que no se alcancen temperaturas elevadas y que no afecten excesivamente a la cobertura vegetal, no causarán grandes impactos, que, en todo caso, quedarán restringidos a la superficie o a los primeros milímetros de profundidad del suelo. Incendios prolongados, recurrentes, o de gran intensidad, en los que se alcancen altas temperaturas, que consuman la mayor parte de la cubierta vegetal, pueden ocasionar cambios importantes en el funcionamiento del sistema suelo (Doerr *et al.*, 2006). En estos casos, el período de restablecimiento de las condiciones iniciales puede ser muy largo, o los cambios hacerse permanentes.

En este artículo se revisan los principales efectos del fuego en [i] las propiedades biológicas, [ii] químicas y [iii] físicas de los suelos forestales mediterráneos, así como [iv] los impactos hidrológicos y [v] el riesgo de erosión en el post-incendio.

1. HISTORIA DEL FUEGO EN LOS SISTEMAS MEDITERRÁNEOS

Evidencias geológicas, como la presencia de carbón en los sedimentos, demuestran que el fuego ha actuado desde hace 400 millones de años (principios del Devónico) cambiando su frecuencia e intensidad según los niveles de oxígeno atmosférico y el clima (Scott, 2000; 2009; Bodí *et al.*, 2012a). El impacto antrópico sobre el régimen de incendios comenzó en el Neolítico, cuando el hombre se convierte en agricultor y convierte al fuego en su principal herramienta para obtener grandes zonas de cultivo a través de la deforestación del monte mediterráneo. Se estima, que esta práctica se instauró hace aproximadamente 7000 años, como lo demuestran restos arqueológicos y análisis palinológicos de diversos lugares de Europa, y que se ha seguido practicando hasta muy recientemente en la cuenca Mediterránea. (Pausas *et al.*, 2008, 2009). En un momento anterior a la instalación de estas comunidades agricultoras, el bosque mediterráneo

estaba constituido principalmente por quercíneas, y las coníferas eran menos abundantes y quedaban relegadas a las laderas de las colinas. El asentamiento de las poblaciones agricultoras supuso la rápida eliminación de estos bosques en las zonas más fértiles, subsistiendo de esta forma casi únicamente las coníferas, que se expandieron sobre las zonas de cultivo abandonadas y se vieron favorecidas por las repoblaciones.

La recurrencia de incendios propicia un ecosistema distinto del que se esperaría debido a la situación climática en la que se encuentran dichas zonas. Si los incendios forestales se convierten en un fenómeno recurrente y cada vez más frecuente, las especies con algún mecanismo de resistencia al fuego perdurarán y desarrollarán diferentes morfologías y dispositivos de reproducción para resistir a los incendios y verse favorecidas por ellos (Pausas y Verdú, 2005; Pausas *et al.*, 2008; Pyne, 2001). Este es el caso de las plantas pirófitas como cistáceas y ericáceas.

Hasta mediados del siglo XX, en España, Portugal y el resto de países mediterráneos, la gestión forestal consistía en un aprovechamiento a veces abusivo, de los recursos forestales, quemando la vegetación para sembrar cereales, frutales u olivos. El resultado era un paisaje compartimentado y diverso con bajo riesgo de incendios, los cuales eran rápidamente sofocados por la población que residía y trabajaba en el monte. (Bodí *et al.*, 2012a). En los años 60, la industrialización y el éxodo rural en el mediterráneo europeo, provocaron el abandono del campo y de las prácticas tradicionales (pastoreo, mantenimiento de setos y pistas forestales o manejo de la vegetación), incrementando el riesgo de incendios (Bodí *et al.*, 2012a).

A este cambio de uso y al incremento del riesgo de incendios forestales ha contribuido también la reforestación con especies de rápido crecimiento pero altamente inflamables (como pino o eucalipto) y con altas tasas de crecimiento (Fernández *et al.*, 2004; Shakesby, 2011). Efectos del fuego en los suelos forestales

1.1. Efectos del fuego sobre los componentes bióticos del suelo

El efecto más perceptible del fuego es la disminución de la cubierta vegetal. Aunque la mayoría de los incendios que ocurren son de baja severidad (Agee, 1993), incendios recurrentes de alta severidad pueden observarse ocasionalmente en muchos ecosistemas (Paine *et al.*, 1998). Incendios recurrentes pueden afectar a la vegetación a corto plazo (Bond y van Wilgen, 1996), pero los efectos pueden variar mucho dependiendo de las características de las especies y su forma de expansión (Bond y van Wilgen, 1996; Noble y Slatyer, 1980). Según su respuesta al fuego existen cuatro grandes grupos de plantas: rebrotadoras, germinadoras, rebrotadoras facultativas y, finalmente, especies que no pueden rebrotar, ni sus semillas resisten las altas temperaturas. Éstas desaparecen temporalmente después de un incendio, pero pueden recolonizar el espacio desde los extremos de la zona quemada (Pausas, 2004; Lloret y Zedler, 2009; Bodí *et al.*, 2012a). El rebrote es uno de los mejores mecanismos de piro-resistencia. Para ello se desarrollan cortezas gruesas y poco inflamables, que actúan como aislantes térmicos que protegen a la parte aérea para que después del incendio sea capaz de rebrotar (como ocurre con *Quercus suber*) o se protege la parte subterránea (como ocurre con los brezos). Especies como *Quercus coccifera* tienen una gran capacidad de rebrote tras el incendio y un gran sistema radicular que permite en 2 ó 3 años un 90% de recubrimiento (Sala *et al.*, 1990). Existen arbustos no rebrotadores que tienen bancos de semillas persistentes en el suelo y resisten el calor del fuego, como las *Cistus sp.* o *Ulex parviflorus*. En otras especies las semillas son estimuladas para germinar por otros productos derivados del incendio como el humo o las cenizas (por ejemplo: *Rhamnus alaternus*, *Alnus glutinosa*, *Cistus incanus*, *Clematis vitalba*) (Crosti *et al.*, 2006; Paula *et al.*, 2006). Sin embargo, si el periodo entre incendios no es suficiente para que los individuos lleguen a la edad adulta, o si este intervalo corto entre incendios es muy recurrente, el banco de semillas se puede agotar (Pausas, 2004). Tras el incendio, las herbáceas de vida corta cubren el suelo junto con los arbustos y leñosas que rebrotan rápidamente. Las herbáceas alcanzan su pico en 1-5 años, y luego se ralentiza su crecimiento (Ferran y Vallejo, 1992; Ferran y Vallejo, 1998). Los rebrotes de leñosas son siempre muy rápidos debido al sistema radicular bien desarrollado del que disponen, lo que permite captar agua y nutrientes.

La observación de la gran actividad biológica posterior y la abundancia de plantas simbiotas con hongos o con bacterias del suelo, precisamente en las formaciones más castigadas por los incendios, denota cierta compatibilidad y facilidad de recolonización. Esta se produce en poco tiempo, y tiene como origen los residuos y las capas no alteradas, a la vez que el aire. El aumento de la temperatura del suelo en las superficies incendiadas y el incremento del pH que proporcionan las cenizas con suficiente humedad, activan el desarrollo de microorganismos,

cuya población puede llegar en pocos días a ser mayor que antes del incendio (Mataix-Solera y Guerrero, 2007) . En áreas previamente incendiadas es frecuente observar una gran actividad biológica y relaciones simbióticas entre plantas y algas tras las primeras lluvias (Mataix-Solera y Guerrero, 2007; Bodí *et al.*, 2012a)

Sin embargo, también se producen efectos sobre otros componentes bióticos del sistema suelo. Tras un incendio, la fauna del suelo sufre perturbaciones drásticas (Cairney y Bastias, 2007; Metz y Dindal, 1980) en su nivel superficial y, esporádicamente, a mayor profundidad por calcinación de las raíces de árboles previamente cortados o heridos. En el post-fire, las fuentes de alimento se reducen drásticamente, limitando los recursos de la fauna del suelo (Gongalsky *et al.*, 2006; Gongalsky *et al.*, 2008; Malmström *et al.*, 2009; Moretti *et al.*, 2006), aunque no todos los animales son afectados por igual (Bengtsson, 2002). The recovery of soil organisms after fire is probably related to the density of the plant cover and the thickness of the organic layer remaining after the fire (Gongalsky y Persson, 2013). La recuperación puede producirse desde las áreas vecinas no quemadas (Bezkorovainaya *et al.*, 2007), o bien desde parches afectados por fuego de baja severidad dentro de la zona quemada (Gongalsky y Persson, 2013).

Distintos grupos de microorganismos ofrecen diferentes estrategias de resistencia a los cambios. Los hongos, por ejemplo, suelen mostrar mayor resistencia que las bacterias (Dunn *et al.* 1985), aunque las bacterias pueden recobrase más rápidamente (Bárceñas-Moreno y Baath, 2009; Bárceñas-Moreno *et al.*, 2011; Guerrero *et al.*, 2000; Guerrero *et al.*, 2005; Ponder *et al.* 2009). La actividad microbiana y la estructura de la comunidad pueden verse afectados por los incendios de alta intensidad, que pueden esterilizar parcialmente el suelo (Pietikäinen y Fritze, 1995). Tras esta fase, la riqueza en nutrientes permite la rápida proliferación de bacterias. Cuando el sustrato se vuelve limitante de nuevo, la actividad microbiana decrece, pero la biomasa sigue aumentando, hasta que la población se estabiliza de manera progresiva tras el restablecimiento de la vegetación (Bárceñas-Moreno *et al.*, 2011).

1.2. Efectos del fuego sobre las propiedades químicas del suelo

1.2.1. Acidez

Después de un incendio, normalmente disminuye la acidez del suelo, debido a la destrucción de ácidos orgánicos y al aporte de carbonatos, cationes básicos y óxidos procedentes de las cenizas (Granged *et al.*, 2011a; Granged *et al.*, 2011b; Kutiel *et al.*; 1990; Ulery *et al.*, 1995). En los casos en los que la intensidad del incendio es alta, y se produce una gran combustión de la materia orgánica del suelo, el pH del suelo puede llegar a aumentar bastante (4 o 5 unidades; Ulery *et al.*, 1995) debido, fundamentalmente a la pérdida de grupos OH de los minerales de la arcilla, a la formación de óxidos (Giovannini, 1988, 1990), la liberación de cationes (Arocena y Opio, 2003; Dikici y Yilmaz, 2006; Giardina *et al.*, 2000) o la sustitución de protones en el complejo de cambio por cationes (Arocena y Opio, 2003; Terefe *et al.*, 2008). Sin embargo, algunos autores han observado descensos en el pH en suelos expuestos a altas temperaturas en el laboratorio (Terefe *et al.*, 2008), debido a que en estos casos no se ha tenido en cuenta el efecto de las cenizas.

En general, el incremento de pH es efímero debido a la formación de nuevo humus, y el lavado de los iones básicos, aunque en algunos casos se han necesitado 50 años para recuperar el pH inicial (Viro, 1974; Khanna y Raison, 1986; Etiégni y Campbell, 1991). La velocidad de recuperación dependerá también de la capacidad tampón del suelo. En ocasiones, recuperaciones relativamente rápidas de parámetros como el pH son producto de la desaparición de las cenizas por erosión (Zavala *et al.*, 2009; Pereira *et al.*, 2013).

1.2.2. Capacidad de intercambio catiónico

El fuego afecta directamente al complejo de cambio mediante la combustión de la materia orgánica y la alteración de los minerales de arcilla. La materia orgánica se altera a temperaturas entre 100 y 500 oC s (Knoepf *et al.*, 2005), mientras que los minerales se alteran a temperaturas mucho más altas. Después del fuego, en general se aprecia un descenso de los valores de la capacidad de intercambio catiónico, especialmente en los primeros centímetros. Este descenso será más o menos importante dependiendo de la severidad del incendio, contenido previo de materia orgánica, y cantidad o naturaleza de los minerales de las arcillas (Gil *et al.*, 2010). Los suelos arenosos por estas razones sufren una disminución notable de almacenamiento de iones.

1.2.3. Contenido en sales solubles

Tras exposición a temperaturas moderadas, la conductividad eléctrica del suelo puede aumentar notablemente por la incorporación de sales solubles procedentes de la combustión de la materia orgánica (DeBano *et al.*, 1977; Hernández *et al.*, 1997; Carballas, 1993; Kutiel & Inbar, 1993). A corto plazo, estos iones liberados suponen una mejora de la fertilidad en la mayoría de los casos, pero en otros, pueden dar lugar a problemas, debido a que la absorción de algunos nutrientes puede ser inhibida por problemas antagónicos surgidos de la acumulación de elementos minerales. En cualquier caso, los cambios en la conductividad eléctrica suelen ser efímeros, ya que las sales son rápidamente lavadas o arrastradas por la escorrentía.

La EC también puede disminuir en suelos expuestos a temperaturas cercanas a los 500 °C, debido a la destrucción de los minerales de arcilla, la formación de óxidos y la formación de partículas gruesas (Terefe *et al.*, 2008).

1.2.4. El nitrógeno

El nitrógeno es uno de los nutrientes más afectados por el fuego (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Durante la combustión, gran parte del N se pierde por volatilización a 200 °C (Chandler *et al.*, 1983; Fisher y Binkley, 2000; Prichett y Fisher, 1987; Turner *et al.*, 2007). Sin embargo, algunos autores han mostrado aumentos por la incorporación de materiales parcialmente pirolizados (Giovannini *et al.*, 1988; Grogan *et al.* 2000; Prieto-Fernández *et al.*, 1993;). La ceniza resultante de la combustión estimula la producción primaria de los ecosistemas a través de la retención de N () y poco después de los incendios su redistribución a través del viento y el agua hace que la disponibilidad de N en el suelo sea heterogénea (Rivas *et al.*, 2012). La volatilización del nitrógeno durante la combustión se relaciona directamente con las temperaturas alcanzadas en el suelo y con la materia seca consumida, pero las condiciones de nitrificación suelen mejorar tras el incendio (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Las concentraciones de N inorgánico tienden, normalmente, a aumentar en las áreas que han sufrido el paso del fuego que en las zonas control en los primeros años después del fuego (Smithwick *et al.*, 2005; Turner *et al.*, 2007; Boerner *et al.*, 2009). Estos cambios en el N inorgánico del suelo tras los incendios pueden atribuirse a una combinación de efectos directos e indirectos de fuego, a liberación del N de raíces muertas y de compuestos en los que previamente el N era inaccesible (Smithwick E.A.H. *et al.* 2005; Rivas Y. *et al.* 2012). Esta mejora de la nitrificación, ocurre especialmente en los suelos ácidos, a causa del descenso de la acidez que provoca una mayor actividad microbiana, a la germinación de muchas semillas de plantas fijadoras de nitrógeno, por ejemplo especies de leguminosas fijadoras como el *Ulex parviflorus* (Pastor-López y Martín-Martín, 1995; Neary *et al.*, 1999; Raison *et al.*, 2009), en menor medida, a los aportes de nitrógeno a través de las precipitaciones, de modo que los niveles de este elemento suelen restablecerse rápidamente. (Kutiel y Naveh, 1987; Giovannini *et al.*, 1990; Gimeno-García *et al.*, 2000; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Además la muerte de la mayoría de los árboles tras un incendio, desencadena la pérdida de asociaciones de micorrizas (), y, por lo tanto, la absorción de nutrientes disminuye aumentando la presencia del N en el suelo. (Smithwick *et al.*, 2005) A veces, la vegetación rebrotadora del sotobosque puede ser suficiente y evitar la alteración del ciclo del N en el suelo, pero si los incendios son lo suficientemente graves como para eliminar el rebrote de vegetación, se produce el lixiviado de N, a las aguas subterráneas. (Rivas *et al.*, 2012). Se han observado diferentes patrones de disponibilidad de Nitrógeno post-incendio, pero, la predicción de esta disponibilidad se ve obstaculizada por la falta de comprensión de los mecanismos que controlan los patrones: los cambios en las condiciones abióticas causadas por la desaparición de la cubierta vegetal, los cambios en las características y la profundidad de la capa orgánica que afectan a la fijación y absorción de N. (Smithwick, *et al.*, 2005).

1.2.5. El carbono orgánico

Aunque la combustión de la materia orgánica causa una pérdida de C orgánico en el suelo, el impacto del fuego puede ser complejo según la intensidad del incendio y los procesos que tengan lugar. Después de incendios de baja intensidad, puede haber incrementos de carbono orgánico procedente de la vegetación parcialmente pirolizada. En cambio, a intensidades elevadas la cantidad de materia orgánica de la superficie del suelo puede disminuir (Mataix-Solera *et al.*, 2002). Según Knoepp *et al.* (2005) calentando el suelo a 450 °C durante dos horas o a 500 °C media hora, se destruye el 99% de la materia orgánica. Sin embargo, la pérdida de materia

orgánica puede equilibrarse con aportes de material parcialmente quemado y la caída de hojas tras el fuego (Gimeno-García *et al.*, 2000; Granged *et al.*, 2011a Granged *et al.*, 2011b; Terefe *et al.*, 2008)

Fuegos de intensidad media o baja pueden inducir cambios estructurales en los compuestos alifáticos, mientras que los ácidos húmicos pueden permanecer inalterados (Giovannini, 1994; Pardini *et al.*, 2004). A mayor temperatura, la materia orgánica del suelo sufre diferentes modificaciones; el grado de estabilidad y condensación de las fracciones húmicas aumenta y esto confiere una mayor resistencia frente a la degradación microbiana (Bodí *et al.*, 2012a).

La materia orgánica se concentra sobre en la superficie, donde es particularmente vulnerable a grandes pérdidas cuando la cobertura vegetal y la hojarasca son eliminadas por el fuego. La relación C/N se ve alterada, aumenta a medida que la temperatura alcanzada es más elevada. Los suelos afectados por incendios forestales presentan una proporción de materia orgánica libre menor, unos ácidos fúlvicos de bajo grado de polimerización, aumentan los ácidos húmicos y la proporción de humina de insolubilización. Sin embargo estas modificaciones, aparentemente beneficiosas no se mantienen a largo plazo y si la frecuencia de incendios aumenta, el suelo puede convertirse en un medio inerte, ya que los restos vegetales carbonizados aportados son muy difíciles de transformar (González-Vila *et al.*, 2009; Knoepp *et al.*, 2005). Esta materia orgánica carbonizada que se produce en grandes cantidades y se acumula en el suelo, puede constituir un 30-40% al carbono del suelo en ecosistemas propensos a incendios forestales y al secuestro de carbono a largo plazo, siendo un componente significativo en el ciclo global del carbono (Bodí *et al.*, 2012a; Forbes *et al.*, 2006; Mataix-Solera y Guerrero, 2006). Efectos del fuego sobre las propiedades físicas del suelo

1.3. Efectos del fuego en las propiedades físicas del suelo

1.3.1. Color

El suelo que queda expuesto tras un incendio presenta un color ennegrecido debido a acumulación de cenizas y hojarasca parcialmente quemada (Eckmeier *et al.*, 2010; Eckmeier *et al.*, 2013; Hajdas *et al.*, 2007; Pereira *et al.*, 2013a; Pereira *et al.*, 2013b). El color oscuro disminuye el albedo de la superficie del suelo, que tendrá una alta tendencia a calentarse y por ello, incrementará la tasa de evaporación.

1.3.2. Cenizas

El fuego crea un patrón variable de la distribución de ceniza, debido las diferentes condiciones de la combustión. Esta variabilidad aumenta con el tiempo, especialmente en zonas inclinadas donde la escorrentía y la erosión del viento son más eficientes. Se obtiene por ello con el tiempo, un patrón heterogéneo de protección del suelo, que varía como resultado de la compactación de ceniza y la redistribución. Esto significa que suelo es diferencialmente expuesto a agentes de erosión (Pereira *et al.*, 2013b). El espesor de la capa de ceniza depende de la severidad del fuego siendo delgada en lugares donde esta ha sido más alta, debido a que se ha consumido una mayor cantidad de materia orgánica, y más gruesa y alta en lugares que han sufrido una severidad menor. La cantidad de hojarasca y ceniza carbonizada parece ser un factor clave en la reducción del riesgo de erosión del suelo post-incendio (Cerdá y Doerr, 2008; Zavala *et al.*, 2009) durante un rango de tiempo que puede variar entre algunos días y meses (Cerdá, 1998; Marcos *et al.*, 2000; De Luis *et al.*, 2003). El período de tiempo que las cenizas permanecen en la superficie del suelo variará según las precipitaciones, escorrentía y propiedades de la ceniza (Cerdá y Doerr, 2008) las cenizas presentaran diferentes características según de la especie de planta quemada, cantidad de biomasa, contenido de humedad del combustible, picos de temperatura y tiempo de residencia (Ulery *et al.*, 1993, Úbeda *et al.*, 2009; Pereira *et al.*, 2009). los efectos de la ceniza en la escorrentía y erosión postincendio, dependen en primer lugar, de sus propiedades físicas y mineralógicas (por ejemplo, tamaño de partículas, porosidad, contenido de carbonato de calcio, o repelencia al agua), las cuales varían con la temperatura las condiciones de la combustión y las especies quemadas (Bodí *et al.*, 2012b; Larsen *et al.*, 2009; Woods y Balfour, 2010), en segundo lugar dependen los cambios físico-químicos en cenizas después de la interacción con la atmósfera y el agua (Etiegni y Campbell, 1991), del espesor de la capa de ceniza (Woods y Balfour, 2010), y de la geología y tipo de suelo del terreno afectado por el incendio. (Larsen *et al.*, 2009, Woods y Balfour, 2010; Bodí *et al.*, 2012b)

Después del incendio, la ceniza constituye una fuente importante de nutrientes para la recuperación del ecosistema. Los incendios de alta severidad reducen el combustible de la superficie a pequeñas partículas que son fáciles de transportar e incorporar en el perfil del suelo. Por lo tanto, es muy probable que la ceniza producida a temperaturas más altas durante la combustión induzca los primeros efectos sobre las propiedades del suelo, ya que las partículas más pequeñas se incorporan más fácilmente en el suelo subyacente. La incorporación de ceniza en el perfil del suelo también depende de las propiedades del suelo, principalmente la textura (Woods y Balfour, 2010).

El mayor peligro es el lavado o la erosión, sobretodo en pendientes fuertes o en zonas que carecen de una estructura edáfica y de vegetación capaces de fijar y aprovechar rápidamente estos nutrientes, aumentando de esta forma la probabilidad de que la acción del viento, erosión o lixiviación, laven el aporte de nutrientes (Neary *et al.*, 1999; Cerdà y Bodí, 2007). Por lo que esta fertilización puede durar de 4 hasta 14 meses. (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). En estudios llevados a cabo por Pereira *et al.* (2013a, 2013b) en Lituania se observa que la mayor pérdida de ceniza se produjo en los primeros días tras incendio, como consecuencia de las lluvias, fue más eficiente donde la severidad del fuego fue mayor, y estuvo causada por la erosión y la compactación de la capa de cenizas debido a la acción de la lluvia (Pereira *et al.*, 2013b). La capacidad de la ceniza de proteger el suelo, dependerá de la topografía de la zona quemada, de las condiciones meteorológicas durante el espesor post-incendio y cenizas. (Cerdá y Doerr, 2008; Pereira *et al.*, 2010) El estudio del grosor de la capa de ceniza muestra el grado de protección del suelo en el período inmediatamente después del incendio, y cómo cambia en el espacio y el tiempo. Esto tiene implicaciones sobre cómo cambia el estado de los nutrientes del suelo, debido a la eliminación de cenizas, que varía según la erosión, infiltración y el tipo de ceniza. Varios estudios que se han realizado sobre los efectos de la ceniza en las propiedades del suelo en las zonas quemadas (Mallik *et al.*, 1984, Leighton-Boyce *et al.*, 2007., Cerdá y Doerr, 2008; Gabet y Sternberg, 2008; Onda *et al.*, 2008; Woods y Balfour, 2008, 2010, Larsen *et al.*, 2009; Zavala *et al.*, 2009) consideran el espesor de la capa de cenizas, como una clave para comprender la evolución post-incendio del ecosistema debido a la influencia de las mismas en la fertilidad del suelo (Pereira *et al.*, 2013b). La variabilidad espacial del espesor de las cenizas, puede estar afectada por factores intrínsecos como las propiedades del suelo y la textura de la ceniza. Estos factores dependen de la temperatura y severidad del fuego, del contenido de humedad de la vegetación, de la cantidad y del tipo de biomasa y de la distribución del combustible. La variabilidad espacial se ve también afectada por factores extrínsecos, tales como el viento, y erosión por parte del agua. (Pereira *et al.*, 2013c).

1.3.3. La repelencia al agua

La repelencia al agua es una propiedad de los suelos que reduce su afinidad por el agua, disminuyendo la tasa de infiltración del agua durante periodos de horas, semanas o días. Al reducir la tasa de infiltración, se incrementa la tasa de generación de escorrentía y el volumen de flujo superficial, lo que tiene otras consecuencias importantes, como un aumento considerable del riesgo de erosión (Doerr *et al.*, 2000; Shakesby y Doerr, 2006), patrones irregulares de infiltración (Leighton-Boyce *et al.*, 2005; Ritsema y Dekker, 1994) o un descenso de la fertilidad del suelo, al reducirse el volumen de suelo explorable por las raíces (Blackwell, 2000). También se han observado incrementos en la estabilidad estructural (Mataix-Solera y Doerr, 2004; Mataix-Solera *et al.*, 2011) o en la tasa de secuestro de carbono (Piccolo y Mbagwu, 1999).

Los incendios forestales constituyen una causa importante de la repelencia al agua. Su presencia puede verse provocada, aumentada o disminuida según la temperatura alcanzada en el suelo. A grandes rasgos, si la temperatura alcanzada en el suelo es de 200-250 °C, la provoca o la aumenta, y si es mayor de 300 °C, la destruye. Varios autores (DeBano, 1966; DeBano y Krammes, 1966; Savage, 1974) han observado que el fuego puede inducir repelencia al agua sobre suelos que previamente no la presentaban. Robichaud y Hungerford (2000) y Zavala *et al.* (2010) observaron que al someter a diferentes tipos de suelo a calentamiento en laboratorio se generan gradientes de temperatura que provocan la redistribución de las sustancias hidrofóbicas en el suelo. Además, observaron interacciones entre la temperatura, el contenido de agua y otras propiedades del suelo. Factores como la temperatura alcanzada, la cantidad y tipo de hojarasca consumida y la humedad del suelo antes de producirse el incendio, pueden intensificar o reducir la repelencia al agua en los suelos. Según estos autores, las sustancias orgánicas hidrofóbicas en la hojarasca y en la superficie del suelo se volatilizan durante el incendio. Una pequeña parte de esta cantidad de material es desplazada en profundidad, siguiendo el gradiente térmico hasta

condensarse de nuevo a pocos centímetros bajo la superficie. DeBano (1991) sugirió que el calentamiento de suelos no repelentes al agua que contuviesen más del 2-3% de materia orgánica siempre induciría repelencia al agua.

Las temperaturas que se alcanzan en el suelo durante el fuego, son muy variadas dependiendo de los factores implicados. En general, y puesto que el suelo es un mal conductor del calor, las temperaturas que se alcanzan en capas profundas del suelo son bajas, a pesar de que las llamas sobrepasen en ocasiones los 1400 oC (DeBano *et al.*, 1998). Numerosos trabajos muestran que durante un incendio se alcanzan fácilmente temperaturas entre 500 y 800 oC en superficie. En profundidad, sin embargo, la variabilidad de registros es muy amplia; desde una variación irrelevante a 5 cm de profundidad a máximos de 100-300 oC. Después de estudiar los efectos de la temperatura durante un experimento de laboratorio. DeBano y Krammes (1966) encontraron que temperaturas entre 480 y 540 oC durante períodos de 25 minutos pueden destruir la repelencia en la superficie del suelo, mientras que temperaturas alrededor de 200 oC durante 10 minutos pueden intensificarla. A partir de experimentos de laboratorio, varios autores han observado que temperaturas entre 250 y 350 oC son suficientes para destruir la repelencia al agua del suelo (DeBano *et al.*, 1966; Robichaud y Hungerford, 2000; García-Corona *et al.*, 2004; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Por encima de ese intervalo de temperatura, la repelencia al agua tiende a disminuir, aunque no se producen cambios radicales. DeBano y Krammes (1966) observaron que tras 5 minutos a 600 oC, el suelo mostraba una repelencia extrema. Sin embargo, las sustancias hidrofóbicas desaparecen a temperaturas más altas: a 800 oC, la repelencia al agua comienza a disminuir después de sólo 10 minutos, y se destruye completamente después de 20 minutos, mientras que a 900 oC el suelo se vuelve completamente hidrofílico después de sólo 10 minutos (DeBano y Krammes, 1966).

Algunos autores han sugerido que la repelencia al agua inducida por el fuego es el resultado de reacciones químicas que tienen lugar durante el proceso, que intensifica las uniones entre estas sustancias y las partículas del suelo (Savage, *et al.*, 1972) y las hace aún más hidrofóbicas a causa de la pirolisis (Giovannini, 1994), más que los mecanismos de volatilización-condensación. Además, factores como la acumulación de cenizas, la volatilización de los compuestos orgánicos durante la combustión y su posterior condensación alrededor de los agregados del suelo, pueden inducir o incrementar la hidrofobicidad. Cerdà y Doerr (2008), por ejemplo, observaron que tras un incendio forestal en un suelo bajo pinar, la repelencia al agua del suelo se redujo significativamente en el área cubierta por cenizas y restos de hojarasca quemada.

1.3.4. Cambios en la estructura, la textura y la porosidad

La porosidad y la capacidad de retención hídrica también pueden verse disminuidas al cambiar la estructura del suelo y desaparecer la materia orgánica si las intensidades son más elevadas (Neary *et al.*, 1999). Los incendios de alta intensidad son capaces de provocar fusiones térmicas de partículas de tamaño arcilla, incrementándose porcentualmente el tamaño limo y arena (Ulery y Graham, 1993; Dyrness y Youngberg, 1957; Nishita y Haug, 1972). Debido a las modificaciones térmicas de aluminosilicatos y óxidos e hidróxidos de hierro (Betremieux *et al.*, 1960; Giovannini *et al.*, 1990). Otro factor que puede ser causante de la modificación de la textura hacia el incremento porcentual fracciones gruesas es que al incrementarse las tasas de erosión es más probable la pérdida de materiales finos, con el consiguiente incremento porcentual de agregados gruesos.

Si la cobertura vegetal no se recupera favorablemente antes de que se produzcan las primeras lluvias de carácter torrencial (caso de las tormentas estivales y otoñales en el clima Mediterráneo), el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo desnudo induciría la formación de un sellado superficial, reduciendo la velocidad de infiltración y aumentando la escorrentía superficial y favoreciendo el arrastre de partículas y nutrientes.

1.3.5. La estructura del suelo

Los factores que influyen en la agregación son: el contenido y el tipo de arcilla, los cationes, las fuerzas de atracción y la cohesión entre los componentes del agregado, la acción microbiana (Mataix-Solera *et al.*, 2011), y el contenido en materia orgánica (Oades, 1993).

La destrucción de los agregados es el primer paso hacia el desarrollo de costras del suelo y sellado de la superficie, lo que reduce la infiltración de agua y aumenta la erosionabilidad del suelo (Mataix-solera *et al.*, 2011). La respuesta de los agregados al paso del fuego es compleja de evaluar.

Hay determinados factores que inducen un aumento de la estabilidad estructural tras el fuego, según Mataix-Solera *et al.* (2011). En primer lugar, el 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 largo plazo. En segundo lugar, la mineralogía de la fracción arcilla, que puede modificarse por el calentamiento formando agregados más estables. En tercer lugar, la combustión de la materia orgánica, que destruye parte de los agregados del suelo, seleccionando los más resistentes y pudiendo inducir también la cementación de algunos agregados debido a cambios térmicos. En cuarto lugar, la presencia de compuestos hidrofóbicos puede aumentar la estabilidad de agregados

En general los incendios de baja intensidad, no producen cambios importantes en la estabilidad de los agregados, aunque en algunos casos se ha observado un aumento de la estabilidad atribuido al desarrollo de la repelencia al agua tras la quema. En términos generales los incendios de alta severidad provocan cambios importantes, pero se observan diferentes tendencias según el tipo de suelo afectado. Si la temperatura es suficiente, puede darse una fuerte agregación al producirse la recristalización de algunos minerales tales como hidróxidos de Fe y Al. Aunque este incremento sea beneficioso desde el punto de vista de resistencia a la erosión no significa un beneficio desde el punto de vista de funcionamiento del sistema suelo, debido a que este aumento de la estabilidad esta propiciado por la fusión de arcillas y causas similares, tratándose de agregados con una cantidad muy baja de materia orgánica. Esta carencia afectara de manera directa a la regeneración de la vegetación y de manera indirecta a la erosión de la zona (Mataix-solera *et al.*, 2011).

2. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

El fuego es un factor ecológico natural en los ecosistemas mediterráneos y a contribuido a modelar el paisaje que conocemos, debido a su recurrencia natural y al uso que el ser humano le ha dado a éste. La investigación científica de los últimos 20 años ha corroborado que el fuego es necesario para un correcto funcionamiento del ecosistema en los bosques mediterráneos. Sin embargo, el régimen de incendios ha cambiado debido a las nuevas tendencias sociales, económicas y por las políticas forestales de supresión del fuego. Las comunidades vegetales de los ecosistemas mediterráneos tienen una gran capacidad para regenerarse tras un incendio. Pero hay que tener en cuenta que las especies están adaptadas a un régimen de incendios concreto, y el cambio de régimen de estos puede tener consecuencias importantes en la sostenibilidad del ecosistema.

Aunque el fuego debe considerarse un agente del ecosistema, los cambios socio-económicos producidos en las últimas décadas han contribuido a un aumento de los incendios forestales, alterándose los regímenes de incendios y promoviendo la aparición de graves efectos sobre el suelo, agua y vegetación. Esta nueva situación requiere una inversión, no sólo en la prevención y supresión de los incendios forestales, sino también en la investigación. De hecho, en las últimas dos décadas, la comunidad científica ha dirigido importantes esfuerzos hacia la investigación sobre los efectos del fuego en las propiedades físicas y químicas del suelo a corto y largo plazo, y la implementación de nuevas metodologías. Debido al daño que provocan los incendios forestales en nuestros ecosistemas, es necesario conocer las alteraciones que el fuego causa en el suelo y las consecuencias de estas alteraciones en el funcionamiento del sistema suelo, el cual, hace posible la existencia y funcionamiento de los ecosistemas terrestres. La investigación futura debe esclarecer la falta de conocimiento en áreas como la evolución espacio-temporal del espesor de ceniza, con el fin de evaluar el grado de protección del suelo después de un incendio, y los principales factores que influyen en esta evolución, como su transporte a través del viento, su respuesta frente diferentes intensidades de lluvia, además de realizarse un mayor número de estudios sobre los efectos de las cenizas en la hidrología de la zona para determinar. Sin embargo para indagar sobre los efectos y propiedades de las cenizas no hay que perder de vista su origen, teniendo en cuenta la vegetación que poblaba la zona previa al incendio, siendo interesante estudiar las diferencias entre cenizas pertenecientes a diferentes especies vegetales, mediante la exposición de los diferentes vegetales a fuego de diferente intensidad y severidad para observar las diferencias en la composición de las cenizas de una misma especie, sometida a fuegos de diferentes características y compararlas a su vez con otras especies a las que se las ha sometido a fuego de características idénticas.

Existen también, preguntas sin respuestas en lo que concierne a la dinámica de los agregados de los suelos afectados por incendios y el vínculo que presentan con el funcionamiento del sistema suelo, por ejemplo, en referencia a los agregados que ganan estabilidad debido a la fusión térmica de arcillas, se desconoce cuáles son las implicaciones para el sistema suelo en términos de fertilidad e hidrología o cuánto tiempo necesita el suelo para formar agregados similares a los de la situación previa al incendio. En este tema también debería tenerse muy en cuenta cómo evoluciona la microbiología y micro-fauna de la zona afectada y las repercusiones en la estructura del suelo, a la vez que la influencia de la vegetación.

No son pocos los factores que junto con el fuego determinan la evolución de un terreno que ha sufrido un incendio forestal por lo que sin duda, se necesita un enfoque interdisciplinario, y colaboración a todos los niveles (prevención, determinación de la severidad del fuego, evaluación de los efectos del fuego, recuperación de suelos, rehabilitación de los bosques, etc) para entender la complejidad de la relación entre las variables que interactúan durante y tras el incendio, y construir patrones que según el tipo de suelo, condiciones climáticas y vegetación, permitan prever cual será de forma aproximada la respuesta del terrero a corto y largo plazo, y así conocer qué medidas serían más apropiado tomar en cada caso.

Además los incendios presentan características variables según las cuales, provocaran diferentes efectos. Tras un incendio se produce la pérdida de la cobertura vegetal, y se alteran las propiedades físicas y químicas del suelo a la vez que su contenido biótico.

Bajo la influencia antrópica, los incendios recurrentes disparan el riesgo de erosión hídrica. Es necesaria una mejora de la gestión de los montes mediterráneos que incluyera limpieza del combustible vegetal, impidiendo la acumulación del mismo y redujera la posibilidad de incendios forestales de gran intensidad y extensión. Se necesitan también labores de investigación para evaluar el efecto acumulativo de degradación del suelo a largo plazo, y conocer la repercusión en la regeneración del ecosistema.

REFERENCIAS

- AGEE, J.K. *Fire Ecology of Pacific Northwest Forests*. Ovelo, CA. Covelo, CA, Island Press, 1993.
- AROCENA, J.M., OPIO, C. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils, *Geoderma*, 2003, 113, p. 1-16.
- BÁRCENAS-MORENO, G., BAATH, E. Bacterial and fungal growth in soil heated at different temperaturas to simulate a range of fire intensities. *Soil Biology and Biochemistry*, 2009, 41, p. 2517-2526.
- BÁRCENAS-MORENO, G., GARCÍA-ORENES, F., MATAIX-SOLERA, J., MATAIX-BENEYTO, J., BAATH, E. Soil microbial recolonisation after a fire in a Mediterranean forest. *Biology and Fertility of Soils*, 2011, 47, p. 261-272.
- BENGTSSON, J. Disturbance and resilience in soil animal communities. *European Journal of Soil Biology*, 2002, 38, p. 119-125.
- BETREMIEUX, R., LE BORGNE, E., MONNIER, G. Evolution de certaines propriétés du sol sous l'influence du chauffage. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences de Paris*, 1960, 251, p. 2753-2755.
- BEZKOROVAINAYA, I.N., KRASNOSHCHKOVA, E.N., IVANOVA, G.A. Transformation of soil invertebrate complex after surface fires of different intensity. *Biology Bulletin*, 2007, 34, p. 517-522.
- BLACKWELL, P.S. Management of water repellency in Australia, and risks associated with preferential flow, pesticide concentration and leaching. *Journal of Hydrology*, 2000, 231-232, p. 384-395.
- BODÍ, M.B., CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J., DOERR, S.H. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 2012a, 58, p. 33-55.
- BODÍ M.B., DOERR S.H., CERDÀ A., MATAIX-SOLERA J. Hydrological effects of a layer of vegetation ash on underlying wettable and water repellent soil. *Geoderma*, 2012b, 191, p. 14-23.
- BOERNER, R.E.J., HUANG, J.J., HART, S.C. Impacts of fire and fire surrogate treatments on forest soil properties: a meta-analytical approach. *Ecological Applications*, 2009, 19, p. 338-58.
- BOND, W.J., KEELEY, J.E. Fire as a global "herbivore": the ecology and evolution of flammable ecosystems. *TRENDS in Ecology and Evolution*, 2005, 20, p. 387-394.

- BOND, W.J., VAN WILGEN, B.W. *Fire and plants. Population and community biology*. London : Chapman and Hall, 1996.
- CAIRNEY, J.W.G., BASTIAS, B.A. Influences of fire on forest soil fungal communities. *Canadian Journal of Forest Research*, 2007, 37, p.207-215.
- CARBALLAS, T. Organic matter, nitrogen, phosphorus and microbial population evolution in forest humiferous acid soils after wildfires. En: TRABAUD, L., PRODON, R. (Eds.). *Fire in Mediterranean Ecosystems*. Ecosystems Research Series EEC, report n° 5,. Brussels, 1993, p. 379-385.
- CERDÀ, A. Postfire dynamics of erosional processes under mediterranean climatic conditions. *Zeitschrift für Geomorphologie*, 1988, 42, p. 373–398.
- CERDÀ, A., BODÍ, M.B. Erosión hídrica en suelos afectados por incendios forestales. En: Mataix-Solera (Ed.). *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. Alcoi : Caja de Ahorros del Mediterráneo CEMACAM, 2007, p. 71-118.
- CERDÀ, A., DOERR, S.H. The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena*, 2008, 74, p. 256-263.
- CERTINI, G. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 2005, 143, p.1–10.
- CHANDLER, C., CHENEY, P., THOMAS, P., TRABAUD, L., WILLIAMS, D. *Fire in forestry*. Vol. 1. Forest fire behaviour and effects. New York, NY : John Wiley & Sons, 1983.
- CROSTI, R., LADD, P.G., DIXON, K.W., PIOTTO, B. Post-fire germination: the effect of smoke on seeds of selected species from the central Mediterranean basin. *Forest Ecology and Management*, 2006, 221, p. 306-312.
- DE LA ROSA, J.M., KNICKER, H., LÓPEZ-CAPEL, E., MANNING, D.A.C., GONZÁLEZ-PEREZ, J.A., GONZÁLEZ-VILA, F.J. 2008. Direct detection of black carbon in soils by Py-GC/MS, Carbon-13 NMR spectroscopy and thermogravimetric techniques. *Soil Science Society of America Journal*, 2008, 72, p. 258- 267.
- DE LUIS, M., GONZÁLEZ-HIDALGO, J.C., RAVENTÓS, J. Effects of fire and torrential rainfall on erosion in a Mediterranean gorse community. *Land Degradation and Development*, 2003, 14, p. 203-213.
- DEBANO, L.F. Formation of non-wettable soils involves heat transfer mechanism. USDA Forest Service Research Note PSW-132. 1966.
- DEBANO, L.F. *Effects of Fire on Soil Properties*. General Technical Report, INT-280. Berkeley, CA. USDA Forest Service. 1991.
- DEBANO, L.F., KRAMMES, J.S. Water repellent soils and their relation to wildfire temperatures. *International Association of Scientific Hydrology Bulletin*, 1966, 11, p. 14–19.
- DEBANO, L.F., DUNN, P.H., CONRAD, C.E. Fire's effect on physical and chemical properties of chaparral soils. I. Soil nitrogen. *Soil Science Society of America Journal*, 1977, 43, p. 504-509.
- DEBANO, L.F., NEARY, D.G., FFOLLIOTT, P.F. *Fire's effects on ecosystems*. New York, NY. John Wiley & Sons.1998.
- DIKICI, H., YILMAZ, C.H. Peat fire effects on some properties of an artificially drained peatland. *Journal of Environmental Quality*, 2006, 35, p. 866-870.
- DOERR, S.H., SHAKESBY, S.H., WALSH, R.P.D. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 2000, 51, p. 33–65.
- DOERR, S.H., SHAKESBY, R.A., DEKKER, L.W., RITSEMA, C.J. Occurrence prediction and hydrological effects of water repellency amongst major soil and land-use types in a humid temperate climate. *European Journal of Soil Science*, 2006, 57, p. 741-754.
- DUNN, P.H., BARRO, S.C., POTH, M. Soil moisture affects survival of microorganisms in heated Chaparral soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1985, 17, p. 143-148.
- DYRNESS, C.T., YOUNGBERG, C.T. The effects of logging and slash burning on soil structure. *Soil Science Society of America Proceedings*, 1957, 21, p. 444-447.
- ECKMEIER, E., EGLI, M., HAGEDORN, F., SCHMIDT, M.W.I. Preservation of fire-derived carbon compounds and sorptive stabilization promote the accumulation of organic matter in black soils of the Southern Alps. *Geoderma*, 2010, 159, p. 147-155.
- ECKMEIER, E., MAVRIS, C., KREBS, R., PICHLER, B., EGLI, M. Black carbon contributes to organic matter in Young soils in the Morterasch proglacial area (Switzerland). *Biogeosciences*, 2013, 10, p. 1265-1274.
- EITEN, G. Natural Brazilian vegetation types and their causes. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 1992, 64, p. 35–65.

- ETIÉGNI, L., CAMPBELL, A.G. Physical and Chemical characteristics of wood ash. *Bioresource Technology*, 1991, 37, p. 173-178.
- FERNÁNDEZ, C., VEGA, J.A., GRAS, J.M., FONTURBEL, T., CUIÑAS, P., DAMBRINE, E., ALONSO, M. Soil erosion after *Eucalyptus globulus* clearcutting: differences between logging slash disposal treatments. *Forest Ecology and Management*, 2004, 195, p. 85-95.
- FERRAN, A., VALLEJO, R. Litter dynamics in post-fire successional forests of *Quercus ilex*. *Vegetatio*, 1992, 99-100, p. 239-246.
- FERRAN, A., VALLEJO, R. Long-term plant regeneration after wildfires in Mediterranean ecosystems of NE Spain. En: TRABAUD, L.V. (Ed.). *Fire management and landscape ecology*. Washington, DC : Fairfield, 1998, p.155-166.
- FISHER, R.F., BINKLEY, D. *Ecology and management of forest soils*. 3rd ed. New York, NY : John Wiley & Sons, 2000.
- FLANNIGAM M.D., STOCKS, B.J., WOTTON, B.M. Climate change and forest fires. *The Science of the Total Environment*, 2000, 262, p. 221-229.
- FORBES, M.S., RAISON, R.J., SKJEMSTAD, J.O. Formation, transformation and transport of black carbon (charcoal) in terrestrial and aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 2006, 370, p. 190-206.
- GABET, E.J., STERNBERG, P. The effects of vegetative ash on infiltration capacity sediment transport and generation of progressively bulked debris flows. *Geomorphology*, 2008, 101, 666– 673.
- GARCÍA-CORONA, R., BENITO, E., DE BLAS, E., VARELA, M.E. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*, 2004, 13, p. 195-199.
- GIARDINA, C.P., SANFORD, R.L., DOCKERSMITH, I.C. Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash-and-burn clearing of a dry tropical forest. *Soil Science Society of America Journal*, 2000, 64, p. 339 – 405.
- GIL, J., ZAVALA, L.M., BELLINFANTE, N., JORDÁN, A. Acidez y capacidad de intercambio catiónico en los suelos afectados por incendios. Métodos de determinación e interpretación de resultados. En: CERDÀ, A., JORDÁN, A. (Eds.). *Actualización en métodos y técnicas de estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Valencia : Càtedra de Divulgació de la Ciència, 2010, p. 315-331.
- GIMENO-GARCÍA, E., ANDREU, V., RUBIO, J.L. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science*, 2000, 51, p. 201-210.
- GIOVANNINI, G. The effect of fire on soil quality. En: SALA, M., RUBIO, J.L. (Eds.). *Soil erosion as a consequence of forest fires*. Logroño : Geofoma Ediciones, 1994, p. 15-27.
- GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S., GIACHETTI, M. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*, 1988, 146, p. 255-262.
- GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S., GIACHETTI, M. Effect of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science*, 1990, 149, p. 344-350.
- GONGALSKY, K.B., PERSSON, T. Recovery of soil macrofauna after wildfires in boreal forests. *Soil Biology and Biochemistry*, 2013, 57. P. 182-191.
- GONGALSKY, K.B., MIDTGAARD, F., OVERGAARD, H.J. 2006. Effects of prescribed forest burning on carabid beetles (Coleoptera: Carabidae): a case study in south-eastern Norway. *Entomologica Fennica*, 2006, 17, p. 325-333.
- GONGALSKY, K.B., WIKARS, L.O., PERSSON, T. Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) responses to a forest wildfire in northern Europe. *Russian Entomological Journal*, 2008, 17, p. 273–282.
- GONZÁLEZ-VILA, F.J., ALMENDROS, G., GONZÁLEZ-PÉREZ, A., KNICKER, H., GONZÁLEZ-VÁZQUEZ, R., HERNÁNDEZ, Z., PIEDRA-BUENA, A., DE LA ROSA, J. M. Transformaciones de la materia orgánica del suelo por incendios naturales y calentamientos controlados en condiciones de laboratorio. En: CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J. (Eds.). *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*. Valencia : Càtedra de divulgación de la ciencia, Universitat de València, 2009, p. 219-267.
- GRANGED, A.J.P., JORDÁN, A., ZAVALA, L.M., MUÑOZ-ROJAS, M., MATAIX-SOLERA, J. Short-term effects of experimental fire for a soil under eucalyptus forest (SE Australia). *Geoderma*, 2011a, 167-168, p. 125-134.

- GRANGED, A.J.P., ZAVALA, L.M., JORDÁN, A., BÁRCENAS-MORENO, G-. Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: a 3-year study. *Geoderma*, 2011b, 164, p. 85-94.
- GROGAN, P., BRUNS T.D., CHAPIN, F.S. Fire effects on ecosystem nitrogen cycling in a Californian bishop pine forest. *Oecologia*, 2000, 122, p. 537-44.
- GUERRERO, C., GÓMEZ, I., MATAIX SOLERA, J., MORAL, R., MATAIX BENEYTO, J., HERNÁNDEZ, M.T. Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biology and Fertility of Soils*, 2000, 32, p. 410-414.
- GUERRERO, C., MATAIX-SOLERA, J., GÓMEZ, I., GARCÍA-ORENES, F., JORDÁN, M.M. Microbial recolonization and chemical changes in soil heated at different temperatures. *International Journal of Wildland Fire*, 2005, 14, p.385-400.
- HAJDAS, I., SCHLUMPF, N., MINIKUS-STARY, N., HAGEDORN, F., ECKMEIER, E., SCHOCH, W., BURGA, C., BONANI, G., SCHMIDT, M.W.I., CHERUBINI, P. Radiocarbon ages of soil charcoals from the southern Alps, Ticino, Switzerland. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B*, 2007, 259, p. 398-402.
- HERNÁNDEZ, T., GARCÍA, C., REINHARDT, I. Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 1997, 25, p. 109-116.
- INBAR, M., TAMIR, M., WITTENBERG, L. Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology*, 1998, 24, p. 17-33.
- KHANNA, P.K., RAISON, R.J. Effect of fire intensity on solution chemistry of surface soil under a Eucalyptus pauciflora forest. *Australian Journal of Soil Research*, 1986, 24, p. 423-434.
- KNOEPP, J.D., DEBANO, L.F., NEARY, D.G. Soil Chemistry. En: NEARY, DANIEL G.; RYAN, KEVIN C.; DEBANO, LEONARD F. (Eds.). *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. Ogden, UT : General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.4. United States Department of Agriculture, Forest Service and Rocky Mountain Research Station, 2005, p. 53-71.
- KUTIEL, P. Fire and ecosystem heterogeneity: A Mediterranean case of study. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2006, 19, p. 187-194.
- KUTIEL, P., INBAR, M. Fire impacts on soil nutrients and soil erosion in a mediterranean pine forest plantation. *Catena*, 1993, 20: 129-139.
- KUTIEL, P., NAVEH, Z. Soil properties beneath Pinus halepensis and Quercus calliprinos trees on burned and unburned mixed forest on Mt. Carmel, Israel. *Forest Ecology and Management*, 1987, 20, p. 11-24.
- KUTIEL, P., NAVEH, Z., KUTIEL, H. The effect of a wildfire on soil nutrients and vegetation in an Aleppo pine forest on mount Carmel, Israel. En: GOLDAMER, J.C., JENKINS, M.J. (Eds). *Fire and Ecosystems Dynamics. Mediterranean and Northern Dynamics*. SPB Academy Publishing, The Hague, 1995.
- LARSEN, I., MACDONALD, L.H., BROWN, E., ROUGH, D., WELSH, M.J., PIETRASZEK, J.H., LIBOHAVA, Z., BENAVIDES-SOLORIO, J.D., SCHAFFRATH, K. Causes of post-fire runoff and erosion: water repellency, cover, or soil sealing? *Soil Science Society of America Journal*, 2009, 73, p. 1393-1407.
- LEIGHTON-BOYCE, G., DOERR, S.H., SHAKESBY, R.A., WALSH, R.P.D. Quantifying the impact of soil water repellency on overland flow generation and erosion: a new approach using rainfall simulation and wetting agent on in situ soil, *Hydrological Processes*. 2005, 21, p. 2337-2435.
- LLORET, F., ZEDLER, P.H. The effect of forest fire on vegetation. En: CERDÁ, A., ROBICHAUD, P. (Eds.). *Fire effects on soils and restoration strategies*. Enfield : Science Publishers, p. 257-295.
- MALLIK, A.U., GIMINGHAM, C.H., RAHMAN, A.A. Ecological effects of heather burning. I. Water infiltration, moisture retention and porosity surface soil. *Journal of Ecology*, 1984, 72, p. 787-776.
- MALMSTRÖM, A., PERSSON, T., AHLSTRÖM, K., GONGALSKY, K.B., BENGTSSON, J. Dynamic of soil meso-and macrofauna during a 5-year period after clear-cut burning in a boreal forest. *Applied Soil Ecology*, 2009, 43, p. 61-74.
- MARCOS, E., TÁRREGA, R., LUIS-CALABUIG, E. Comparative analysis of runoff and sediment yield with a rainfall simulator after experimental fire. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 2000, 14, 293-307.

- MARGARIS, N.S., KOUTSIDOU, E., GIOURGA, CH. Changes in traditional Mediterranean land-use systems. En: BRANDT, C.J., THORNES, J.B. (Eds.). *Mediterranean desertification and land use*. Chichester : Wiley, 1996, p. 29-42.
- MATAIX-SOLERA, J., DOERR, S.H. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forest in southeastern Spain. *Geoderma*, 2004, 118, p. 77-88.
- MATAIX-SOLERA, J., GUERRERO, C. Efectos de los incendios forestales sobre las propiedades edáficas. En: MATAIX-SOLERA, J. (Ed.). *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. Alcoi : Caja Mediterráneo CEMACAM, 2007, p. 5-40.
- MATAIX-SOLERA, J., GÓMEZ, I., NAVARRO-PEDREÑO, J., GUERRERO, C., MORAL, R. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment, *International Journal of Wildland Fire*, 2002, 11, p. 107-111.
- MATAIX-SOLERA, J., CERDÀ, A., ARCENEGUI, V., JORDÁN, A., ZAVALA, L.M. Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews*, 2011, 109, p. 44–60.
- METZ, L., DINDAL, D. Effects of fire on soil fauna in North America. pp. 450-459. En: Dindal, D.L. (Ed). *Soil biology as related to land use practices*. Washington, DC. : Office of Pesticide and Toxic Substances, EPA, 1980, EPA-560/13-80-038.
- MORENO, J.M., OECHEL, W.C. *The role of fire in Mediterranean type ecosystems*. New York, NY : Springer. 1995.
- MORENO, J.M., VÁZQUEZ, A., VÉLEZ, R. Recent history of forest fires in Spain. En: MORENO, J.M. (Ed.). *Large forest fires*. Leiden : Backhuys Publishers, 1998, p. 159-186.
- MORETTI, M., DUELLI, P., OBRIST, M. Biodiversity and resilience of arthropod communities after fire disturbance in temperate forests. *Oecologia*, 2006, 149, p. 312-327.
- NEARY, D.G., KLOPATEK, C.C., DEBANO, L.F., FFOLIOTT, P.F. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 1999, 122, p. 51-71.
- NEARY, DANIEL G.; RYAN, KEVIN C.; DEBANO, LEONARD F. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on soils and water*. General Technical Report RMRS-GTR-42-vol.4. Ogden, UT: USDA, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 2005.
- NISHITA, H., HAUG, R.M. Some physical and chemical characteristics of heated soils. *Soil Science*, 1972, 113, p. 422-430.
- NOBLE, I.R., SLATYER, R.I. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio*, 1980, 43, p. 5-21.
- OADES, J.M. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 1993, 56, p. 377-400.
- ONDA, Y., DIETRICH W.E., BOOKER, F. Evolution of overland flow after severe forest fire, Point Reyes, California. *Catena*, 2008, 72, p. 13–20.
- PAINE, R.T., TEGNER, M.J., JOHNSON, E.A. Compounded perturbations yield ecological surprises. *Ecosystems*, 1998, 1, p. 535-545.
- PARDINI, G., GISPERT, M., DUNJÓ, G. Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. *Science of the Total Environment*, 2000, 328, p. 237-246
- PASTOR-LÓPEZ, A., MARTIN-MARTIN, J. Potential nitrogen losses due to fire from *Pinus halepensis* stands in the Alicante Province (Southeastern Spain): Mineralomass variability. En: *The Biswell Symposium: Fire issues and solutions in urban interface and wildland ecosystems*. Albany, CA : Pacific Southwest Research Station, USDA Forest Service, 1995.
- PAULA, S., CERVELLO, C.P., PAUSAS, J.G. Fire as a germination cue: A review for the Mediterranean basin. *Forest Ecology and Management*, 2006, 234S, p. S151-S179.
- PAUSAS, J.G. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change*, 2004, 63, p. 337-350.
- PAUSAS, J.G., KEELEY, J.E. A burning story: the role of fire in the history of life. *BioScience*, 2009, 59, p. 593-601.
- PAUSAS, J.G., VERDÚ, M. Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean Basin: a phylogenetic approach. *Oikos*, 2005, 109, p. 196–202.
- PAUSAS, J.G., LLOVET, J., RODRIGO, A., VALLEJO, R. Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin?-A review. *International Journal of Wildland Fire*, 2008, 173-723.
- PEREIRA, P., ÚBEDA, X., MARTIN, D. Application of a clusters analysis to fire effects on solute release from some Mediterranean species. *Silva Lusitana*, 2009, 17, p. 39-50,
- PEREIRA, P., BODÍ, M., ÚBEDA, X., CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J., BALFOUR, V., WOODS, S. Las cenizas y el ecosistema suelo. En: CERDÀ, A., JORDÁN, A. (Eds.). *Actualización en*

- métodos y técnicas de estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. Valencia : Cátedra de Divulgació de la Ciència, 2010, p. 345–398.
- PEREIRA, P., CERDÀ, A., BOLUTIENE, V., ÚBEDA, X., PRANSKEVICIUS, M., JORDÁN, A., ZAVALA, L.M., MATAIX-SOLERA. Spatio-temporal effects of low severity grassland fire on soil colour. *Geophysical Research Abstracts*, 2013a, 15, EGU2013-10641.
- PEREIRA, P., ÚBEDA, X., CERDÀ, A., MATAIX-SOLERA, J., MARTIN, D., JORDÁN A., BURGUET, M. Spatial models for monitoring the spatio-temporal evolution of ashes after fire – a case study of a burnt grassland in Lithuania. *Solid Earth*, 2013b, 4, p. 153-165.
- PEREIRA, P., CERDÀ, A., ÚBEDA, X., MATAIX-SOLERA, J., ARCENEGUI, V., ZAVALA, L.M., Modelling the impacts of wildfire on ash thickness in a short-term period, *Land Degradation and Development*, 2013c. DOI: 10.1002/ldr.2195.
- PICCOLO, A., MBAGWU, J.S.C. Role of hydrophobic components of soil organic matter in soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 1999, 63, p. 1801–1810.
- PIETIKÄINEN, J., FRITZE, H. Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry*, 1995, 27, p.101–109
- PONDER, F.JR., TADROS, M., LOEWENSTEIN, E.F. Microbial properties and litter and soil nutrients after two prescribed fires in developing savannas in an upland Missouri Ozark Forest. *Forest Ecology and Management*, 2009, 257, p. 755–763.
- PRIETO-FERNÁNDEZ, A., VILLAR, M.C., CARBALLAS, M., CARBALLAS, T. Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an Atlantic forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 1993, 25, p. 1657-1664.
- PRITCHETT, W.L., FISHER., R.F. *Properties and management of forest soils*. Second Edition. New York, NY : John Wiley & Sons, 1987.
- PYNE, S.J. *Fire: A brief history*. Seattle, WA: University of Washington Press, 2001.
- RAISON, R.J., KHANNA, P.K., JACOBSEN, K.L.S., ROMANYA, J., SERRASOLSES, I. Effect of fire on forest nutrient cycles. En: CERDÀ, A., ROBICHAUD, P.R. (Eds.). *Fire effects on soils and restoration strategies*. Enfield : Science Publishers, p. 225-256.
- RITSEMA, C.J., DEKKER, L.W. How water moves in a water repellent sandy soil. 2. Dynamics of fingered flow. *Water Resources Research* 1994, 30, p. 2519-2531.
- RIVAS, Y., HUYGENS, D., KNICKER, H., GODOY, R., MATUS, F., BOECKX, P. Soil nitrogen dynamics three years after a severe Araucaria–Nothofagus forest fire. *Austral Ecology*, 2012, 37, p. 153–163
- ROBICHAUD, P.R., HUNGERFORD, R.D. Water repellency by laboratory burning of four northern Rocky Mountain forest soils. *Journal of Hydrology*, 2000, 231-232, p. 207-219.
- ROBICHAUD, P.R., BEYERS, J.L., NEARY, D.G. *Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments*. General Technical Report, RMRS-GTR-63. Ogden, UT. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 2000.
- SALA, M., SABATÉ, S., GRACIA, C.A. Organización vertical en un matorral de *Quercus coccifera* y *Pistacia lentiscus* tras el fuego: índice foliar y gradientes morfológicos. *Mediterránea Serie de Estudios Biológicos*, 1990, 12, p. 47-58.
- SAVAGE, S.M. Mechanism of fire-induced water repellency in soil. *Soil Science Society America Proceedings*, 1974, 38, p. 652–657.
- SAVAGE, S.M., OSBORN, J., LETEY, J., HEATON, C. Substances contributing to fire-induced water repellency in soils. *Soil Science Society America Proceedings*, 1972, 36, p. 674–678.
- SCOTT, A.C. The Pre-Quaternary history of fire. *Palaeo*, 2000, 164, p. 281-329.
- SCOTT, A.C. Forest fire in the fossil record. En: CERDÀ, A., ROBICHAUD, P.R. (Eds.). *Fire effects on soils and restoration strategies*. Enfield : Science Publishers, 2009, p. 1-37.
- SHAKESBY R.A. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions *Earth-Science Reviews*, 2011, 105, p. 71-100.
- SHAKESBY, R.A., DOERR, S.H. Wildfire as hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 2006, 74, p. 269-307.
- SMITHWICK, E.A.H., TURNER, M.G., MACK, M.C., CHAPIN, F.S. Postfire soil N cycling in northern conifer forests affected by severe, stand-replacing wildfires. *Ecosystems*, 2005, 8, p. 163–81.
- TEREFE, W.T., MARISCAL, S.I., GOMEZ, M.V., ESPEJO, S.R. Relationship between soil colour and temperature in the surface horizon of Mediterranean soils: a laboratory study. *Geoderma*, 2008, 143, 273-380.
- TRABAUD, L. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* forest in the west Mediterranean. En: NE'EMAN, G., TRABAUD, L. (Eds.). *Ecology, biogeography and management of Pinus*

- halepensis* and *P. brutia* forest ecosystems in the Mediterranean basin. Leiden, Backhuys Publishers, 2000, p. 257–268.
- TURNER, M.G., SMITHWICK, E.A.H., METZGER, K.L., TINKER, D.B., ROMME, W.H. Inorganic nitrogen availability after severe stand-replacing fire in the Greater Yellowstone ecosystem. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 2007, 104, p. 4782–4789.
- ÚBEDA, X., PEREIRA, P., OUTEIRO, L., MARTIN, D. Effects of fire temperature on the physical and chemical characteristics of the ash from two plots of cork oak (*Quercus suber*). *Land Degradation and Development*, 2009, 20, p. 589–609.
- ULERY A.L., GRAHAM, R.C. Forest fire effects on soil color and texture. *Soil Science Society of America Journal*, 1993, 57, p. 135–140.
- ULERY, A., GRAHAM, R.C., AMRHEIN, C. Wood ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science*, 1993, 156, p. 358–364.
- ULERY, A.L., GRAHAM, R.C., CHADWICK, O.A., WOOD, H.B. Decadescale changes of soil carbon, nitrogen and exchangeable cations under chaparral and pine. *Geoderma*, 1995, 65, p. 121–134.
- VIRO, P.J. Effects of forest fire on soil. En: KOZLOWSKI, T.T., AHLGREN, C.E. (Eds.). *Fire and ecosystems*. New York, NY : Academic Press, 1974.
- WOODS, S.W., BALFOUR, V.N. The effect of ash on runoff and erosion after a severe forest wildfire. *International Journal of Wildland Fire*, 2008, 17, 535–548.
- WOODS, S.W., BALFOUR, V.N. The effects of soil texture and ash thickness on the post-fire hydrological response from ash-covered soils. *Journal of Hydrology*, 2010, 393, p. 274–286.
- ZAVALA, L., M., JORDÁN, A., GIL, J., BELLINFANTE, N., PAIN, C. Intact ash and charred litter reduces susceptibility to rain splash erosion post-wildfire. *Earth Surface Processes and Landforms*, 2009, 34, p. 1522–1532.
- ZAVALA, L.M., GRANGED, A.J.P., JORDÁN, A., BÁRCENAS-MORENO, G. Effect of burning temperature on water repellency and aggregate stability in forest soils under laboratory conditions. *Geoderma*, 2010, 158, p. 366–374.