

Efectos de un incendio forestal (Tenerife, Islas Canarias, verano de 2007) bajo bosques de pinar sobre algunas propiedades del suelo y su relación con la repelencia al agua a corto y medio plazo

AUTHORS

Hernández A.¹

Arbelo Rodríguez C.D.¹

Rodríguez N.¹

Notario del Pino J.¹

del Arco M.²

Rodríguez-Rodríguez A.^{@1}
antororo@ull.es

Corresponding Author

¹ Departamento de Edafología y Geología, Facultad de Biología, Universidad de La Laguna. Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n. 38204, La Laguna, Tenerife, Islas Canarias (Spain).

² Departamento de Biología Vegetal (Botánica), Facultad de Biología, Universidad de La Laguna. Avda. Astrofísico Francisco Sánchez s/n. 38204, La Laguna, Tenerife, Islas Canarias (Spain).

Effects of a Canary pine forest wildfire (Tenerife, Canary Islands, summer 2007) on selected soil properties and their relationship with short- to medium-term soil water repellency

Efeitos dum incêndio (Tenerife, Ilhas Canárias, verão 2007) em florestas de pinheiros sobre algumas propriedades do solo, e sua relação com a repelência à água de curto e médio prazo

Received: 05.12.2012 | Revised: 16.01.2013 | Accepted: 21.01.2013

RESUMEN

Los incendios forestales alteran las propiedades de los suelos, llegando en ocasiones a desencadenar severos procesos de degradación. En este trabajo se evalúa el impacto sobre algunas propiedades físico-químicas en suelos afectados por un incendio bajo bosque de pinar canario en el norte de Tenerife, así como su evolución temporal y la posible relación con la repelencia al agua del suelo. Para ello, se han muestreado cuatro ubicaciones (quemadas y no quemadas) en las que se han medido parámetros físicos y químicos relevantes del suelo. Los resultados muestran variaciones significativas en los valores de pH, conductividad eléctrica (C.E._{1,5}), y NH₄⁺-N. También se han detectado aumentos, en este caso no significativos, en los suelos quemados en el contenido de carbono oxidable (C_{ox}), nitrógeno total (N_{tot}), Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y K⁺ asimilables, y en la hidrofobicidad. Las diferencias inducidas por el incendio tienden a desaparecer un año después. Además, en una de las ubicaciones (Leptosol vítrico bajo pinar canario con sotobosque de fayal brezal) se han observado grandes diferencias en el contenido de C_{ox} y N_{tot}, así como elevada repelencia al agua en relación a las restantes localidades estudiadas, las cuales se atribuyen a la composición del sotobosque. Se han encontrado correlaciones significativas entre la hidrofobicidad del suelo con la C.E._{1,5}, la estabilidad de los agregados y los contenidos de C_{ox}, N_{tot}, NH₄⁺-N, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y K⁺ asimilables.

ABSTRACT

Forest fires modify the soil environment, often triggering severe soil degradation. In this paper, we studied the impact of a large northern Tenerife Canary pine forest wildfire on a set of relevant soil properties, focusing on their evolution in time and relationship with soil water repellency. To do this, soils were sampled at four sites (burned and non-burned) and several soil physical and chemical parameters were measured. The results show significant variations for soil pH, electric conductivity (CE_{1,5}), and NH₄⁺-N between burned and non-burned samples, whereas non-significant increases were found in burned soils for oxidizable carbon (C_{ox}), total nitrogen (N_{tot}), Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ and K⁺, and soil hydrophobicity. The differences caused by the fire were no longer evident

one year later. Furthermore, in one sampling site (Vitric Leptosols under low pine forest with a mixed beech/beech tree understory) a wide variation in the content of C_{ox} and N_{tot} and high water repellency was observed relative to the other sites. These differences can be attributed to the composition of the understory vegetation. Significant correlations between soil hydrophobicity with $CE_{1.5}$, aggregate stability and the contents of C_{ox} , N_{tot} , NH_4^+-N , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ and K^+ were found.

RESUMO

Os incêndios florestais provocam alterações nas propriedades do solo, que por vezes conduzem a uma severa degradação. Neste artigo avalia-se o impacto em algumas propriedades do solo depois de um incêndio numa floresta de pinheiros, ao N de Tenerife (Ilhas Canárias), bem como a sua evolução temporal e relação com a hidrofobicidade do solo. Recolheram-se amostras de solo em quatro locais (áreas queimadas e não queimadas) na zona afectada pelo incêndio, tendo-se efectuado a determinação de alguns importantes parâmetros físicos e químicos. Os resultados obtidos mostram variações significativas entre os locais amostrados queimados e não queimados no que se refere aos valores de pH, condutividade eléctrica ($CE_{1.5}$), e teor em NH_4^+-N , contrariamente ao que se verificou em relação aos teores de carbono oxidável (C_{ox}), azoto total (N_{tot}), Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ extraíveis, e hidrofobicidade do solo. As diferenças causadas pelo fogo, tendem a desaparecer um ano depois. Além disso, no ponto D (Leptosol vitrico com pinheiro canário e matorral de faial-brezal) observou-se uma grande variação no teor de C oxidável, N total e repelência à água, em comparação com os outros locais estudados, atribuindo-se as diferenças à composição do matorral. Finalmente, observaram-se correlações significativas entre a hidrofobicidade do solo e a $CE_{1.5}$, a estabilidade dos agregados e os conteúdos de C_{ox} , N_{tot} , NH_4^+-N , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ e K^+ extraíveis.

1. Introducción

Los incendios forestales producen modificaciones importantes en las propiedades físicas, químicas y biológicas de los suelos (Iglesias et al. 1998), pudiendo dañar su salud y funcionalidad, lo que a veces resulta en una pérdida irreversible de su calidad. Estas transformaciones incluyen tanto procesos de eliminación directa de materia (volatilización) como de acumulación de material quemado en forma de restos carbonizados y cenizas que, junto a la eliminación de la cubierta vegetal y el aumento de la temperatura en el suelo, provocan alteraciones, cuando menos transitorias, en las relaciones suelo-planta (DeBano et al. 1998). La respuesta variable de los ecosistemas ante estos cambios depende de la intensidad del incendio, es decir, la producción de energía debido al consumo de materia orgánica por el fuego (Calvo et al. 2008), la cual dependerá de las características del combustible, y éste varía en función de la pendiente, orientación, altitud, climatología, etc. Por todo ello, la zona afectada por un incendio aparece frecuentemente como un mosaico caótico, en el que alternan zonas afectadas en grado variable (Rab 1996). Estos factores, junto con las características de propagación del fuego, las características previas del suelo y otros, condicionan la severidad del incendio, que representa el daño sufrido por los componentes del ecosistema (Lentile et al. 2006).

A pesar de esta complejidad, los cambios que los incendios producen en el suelo y en sus componentes, especialmente en la materia orgánica, han sido ampliamente estudiados (Almendros et al. 1990; Wallis y Horne 1992; Fernández et al. 2001; Hallett et al. 2001; Parker et al. 2001; González-Pérez et al. 2004; González-Vila et al. 2009). Según Almen-

PALABRAS CLAVE
Hidrofobicidad, propiedades físico-químicas, degradación del suelo, pinar canario

KEYWORDS
Hydrophobicity, chemical properties, soil degradation, canary pine forest

PALAVRAS-CHAVE
Hidrofobicidade, propriedades químicas, degradação do solo, Pinheiro canário

dros et al. (1990), puede considerarse que en general el calor destruye de forma selectiva las estructuras orgánicas menos resistentes, provoca reacciones de condensación que originan compuestos no preexistentes en el suelo, altera las estructuras macromoleculares y aporta una cantidad sustancial de material carbonizado y refractario, procedente de la biomasa vegetal, el cual es incorporado al suelo. Parker et al. (2001) consideran que los incendios de baja severidad generalmente producen un aumento del contenido de carbono en el suelo procedente de la vegetación quemada.

De forma similar, los contenidos de nitrógeno total en el suelo (N_{tot}) tras un incendio forestal varían en función de la severidad del fuego; así, muchos autores han descrito pérdidas de N_{tot} en el suelo por volatilización, o bien incrementos por incorporación de materiales semipirolizados tras incendios de baja severidad (Prieto-Fernández et al. 1993; Lezberg et al. 2008). En lo que se refiere a las formas inorgánicas de N (NH_4^+-N), Prieto-Fernández et al. (2004) y Notario del Pino et al. (2007, 2008), entre otros, han registrado aumentos en muestras afectadas por incendios en distintos contextos.

Asimismo, de forma generalizada, se suelen encontrar aumentos en el pH y en la conductividad eléctrica tras los incendios forestales, vinculados a la liberación de cationes básicos tras la quema de los combustibles (Hernández Bastida et al. 1998; Pardini et al. 2004; Terefe et al. 2008; Notario del Pino et al. 2007, 2008; Granged et al. 2011).

Un efecto adicional de los fuegos de leve o moderada severidad es la aparición o aumento de repelencia al agua (hidrofobicidad) en el suelo, puesta de manifiesto por muchos autores (DeBano et al. 1970; DeBano 2000; Doerr y Thomas 2000a), la cual provoca una disminución de la capacidad de infiltración que puede repercutir directamente sobre los procesos erosivos post-incendio (Imeson et al. 1992). La repelencia al agua se asocia a la formación de sustancias orgánicas de combustión incompleta, de carácter altamente hidrofóbico, bien por ser apolares o por presentar cadenas o ramificaciones apolares (Doerr y Thomas 2000a).

El grado de hidrofobicidad posterior a los incendios depende de la severidad del fuego, del tipo y cantidad de vegetación consumida, del nivel de humedad previo y del tipo de suelo (textura y mineralogía) (DeBano et al. 1998). Así, a temperaturas inferiores a 175 °C apenas cambia la repelencia al agua del suelo, mientras que entre 175 y 200 °C se intensifica, de manera que alrededor de los 250 °C las moléculas hidrofóbicas se fijan a las partículas del suelo. Por encima de 270 °C las moléculas hidrofóbicas se destruyen gradualmente, de modo que sobre cierto umbral térmico tienden a desaparecer, por lo que el suelo es de nuevo humectable (DeBano et al. 1976).

En Canarias suceden grandes incendios forestales con períodos de recurrencia entre cinco y veinte años (Höllermann 1993), y algunos de ellos causan graves daños y devastan extensas superficies, lo cual puede ser debido a la abrupta orografía insular, con presencia de largos e incisos barrancos desde las cumbres a la costa, así como a la acumulación de restos vegetales en superficie, y a los importantes periodos de sequía estival en el piso bioclimático mesocanario seco, donde se concentra la mayor parte de los bosques de pinar canario, que es la comunidad vegetal que sufre el impacto de los incendios con mayores frecuencia y severidad (Del Arco et al. 1992; Notario del Pino 2009).

El pino canario (*Pinus canariensis*) es altamente tolerante al fuego, ya que puede sobrevivir a los incendios y rebrotar rápidamente (Del Arco et al. 1992), principalmente debido a su corteza, que es capaz de aislar los tejidos vivos, los cuales disponen de reservas energéticas que posibilitan el rebrote (Climent et al. 2004; Fernandes et al. 2008). A pesar de ello, los incendios son una de las causas de pérdida temporal de toda o parte de la cubierta vegetal que, entre otros factores, posibilitan un aumento importante de la tasa de erosión en las zonas afectadas. Rodríguez-Rodríguez et al. (2004) demostraron que la erosión hídrica en suelos volcánicos conlleva una pérdida importante de C oxidable del suelo. Por tanto, los incendios forestales están permanentemente vinculados a la degradación de los suelos en Canarias (Rodríguez-Rodríguez et al. 1998; Notario del Pino 2009).

El principal objetivo de este trabajo es analizar las diferencias que se producen en algunas propiedades relevantes del suelo, con especial atención a la hidrofobicidad, tras el incendio ocurrido en los pinares del norte de Tenerife durante el verano de 2007, así como sus variaciones en el tiempo, y la relación de la hidrofobicidad con algunos parámetros químicos y físicos del suelo.

2. Materiales y Métodos

2.1. Área de estudio

Para este estudio se seleccionaron cuatro localidades bajo los pinares del norte de Tenerife afectadas por el gran incendio del verano del año 2007, el cual cubrió un área aproximada de 17000 ha (Figura 1). Las localidades A y B se sitúan en el piso bioclimático Mesomediterráneo subhúmedo, la C en el tránsito entre el Meso- y

Submediterráneo seco y la D en el tránsito entre el Termo- y Mesomediterráneo subhúmedo (Del Arco et al. 2006a). Debido a las altas pendientes, los suelos son invariablemente Leptosoles, ya sean háplicos (localidad A) o vítricos (el resto) (WRB 2006). La vegetación está dominada por el pino canario (*Pinus canariensis*), con sotobosque de composición variable en cada caso. Así, en la localidad A el sotobosque está dominado por matorral de leguminosas como el codeso (*Adenocarpus viscosus*) y el escobón (*Chamaecytisus proliferus*) (*Sideritido-Pinetum canariensis* subass. *typicum*); en la localidad B está formado principalmente por jaras (*Cistus symphytifolius*) (*Sideritido-Pinetum canariensis* subass. *typicum*); en la localidad C por rosalito de cumbre (*Pterocephalus lasiospermus*) y retama del Teide (*Spartocytisus supranubius*) (*Sideritido-Pinetum canariensis* subass. *spartocytisetosum supranubií*) y en la localidad D por fayal-brezal (*Morella faya* y *Erica arborea*) (*Myrico fayae-Pinetum canariensis*) (Del Arco et al. 2006b).

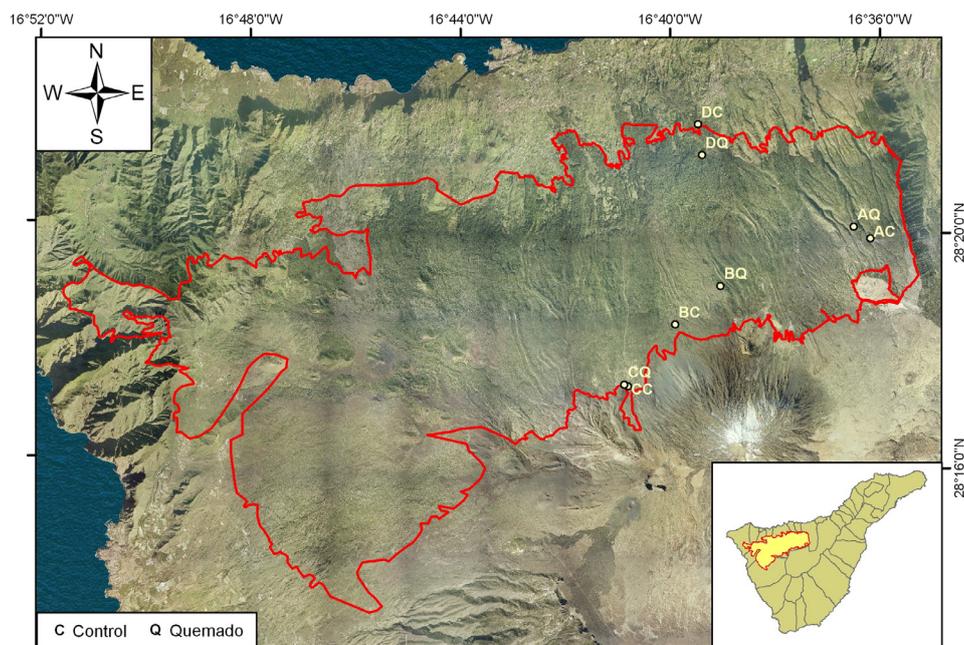


Figura 1. Situación de las muestras de estudio (A, B, C y D) y perímetro afectado por el incendio. Las muestras controles a pesar de estar situadas dentro del perímetro, se encuentran en zonas no afectadas por el incendio.

2.2. Selección de muestras

Para cada localidad se incluyó, a modo de control, una zona adyacente sin historial de fuego pero con características similares, lo que en algún caso entrañó dificultad por la presencia de una fina capa de cenizas, probablemente transportada por el viento, debido a la influencia de la quema de la vegetación adyacente. En cualquier caso, en las zonas control no se detectaron evidencias del fuego sobre la vegetación, ni signos de transporte de materia por escorrentía superficial. Además, las estaciones meteorológicas más próximas no registraron eventos lluviosos entre el incendio y la primera toma de muestras. El muestreo se llevó a cabo entre 0 y 15 cm de profundidad con la capa de cenizas, y de nuevo en los mismos sitios a los tres (antes de las lluvias, primer muestreo), siete (después de las primeras lluvias, segundo muestreo), veintitrés (tercer muestreo) y treinta y cuatro meses después del incendio (cuarto muestreo).

2.3. Análisis de laboratorio

Las muestras de suelo fueron secadas al aire, tras lo cual presentaban una humedad que variaba entre 1-10%. A continuación fueron disgregadas manualmente y pasadas por un tamiz de 2 mm. Las propiedades analizadas incluyeron: pH (relación suelo: solución 1:2,5, en H₂O y KCl 1N), conductividad eléctrica (extracto acuoso 1:5) (C.E._{1:5}) (Porta et al. 1986), el carbono oxidable (C_{ox}) (Walkley y Black 1934), N total (N_{tot}) (Benton-Jones 1991), Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y K⁺ asimilables (extraídos con acetato amónico neutro 1N, Bower et al. 1952), P asimilable (Olsen et al. 1954), NH₄⁺-N (Bremner y Keeney 1965), capacidad de retención de agua (Richards 1980), granulometría (Gee y Bauder 1986), y estabilidad de los agregados (Bartoli et al. 1991), partiendo de una submuestra tamizada a 2 mm y obteniendo el porcentaje de agregados estables al agua entre 0,2 y 2 mm. Finalmente, se midió la repelencia al agua en submuestras tamizadas a 2 mm, secadas en estufa a 105 °C durante 24 h, enfriadas en desecador y a continuación dejando que se equilibre con la humedad ambiente durante 24 h. La temperatura

ambiente durante la prueba fue de 21,7 °C y la humedad ambiente del 54%, en promedio. La prueba se realizó por los ensayos del tiempo de penetración de la gota de agua (WDPT), midiendo la mediana de los tiempos necesarios para la infiltración de cinco gotas de agua destilada, reclasificados luego en las clases de repelencia establecidas por Ritsema et al. (2000); y la molaridad de la gota de etanol (MED), en donde se determinó la concentración molar mínima de una disolución etanol: agua necesaria para que tres gotas de la misma penetren en el suelo en menos de 10 segundos, luego reclasificadas según las cinco clases establecidas por King (1981).

2.4. Análisis estadísticos

Para el análisis estadístico se utilizó el *Statistical Package for Social Sciences* (SPSS v.17, 2007) para S.O. Microsoft Windows™. Las pruebas estadísticas incluyen la comparación entre grupos (Kruskall-Wallis y U de Mann-Whitney) y las diferencias en el tiempo (pruebas de Friedman y Wilcoxon). El análisis de correlación se realizó mediante el coeficiente de correlación de Spearman.

3. Resultados y Discusión

3.1. Efectos del incendio en las propiedades del suelo

La prueba U de Mann-Whitney no puso de manifiesto diferencias significativas entre el pH de las muestras afectadas por el incendio y sus homólogas no afectadas, aunque los valores de pH (H₂O) y pH (KCl) en el primer muestreo en la zona afectada fueron mayores en comparación con las zonas control (Tabla 1). La conductividad eléctrica (C.E._{1:5}) presentó diferencias significativas entre las muestras control y las quemadas en el primer muestreo (Tabla 1), lo que implica un aumento generalizado de la salinidad en el suelo provocado por el incendio en todas las localidades e independientemente de la composición del sotobosque.

Tabla 1. Promedios y error típico del pH (H₂O), pH (KCl), C.E._{1:5} (dS m⁻¹), C_{ox} y N_{tot} (g Kg⁻¹) en cada tiempo de muestreo para las muestras afectadas por el incendio y las muestras control

		Muestreo			
		1	2	3	4
pH (H ₂ O)	Control	6,8 ± 0,1	7,0 ± 0,2	6,8 ± 0,0	6,9 ± 0,4
	Quemado	7,3 ± 0,3	6,8 ± 0,2	6,9 ± 0,2	7,0 ± 0,2
pH (KCl)	Control	5,9 ± 0,2	5,6 ± 0,3	5,5 ± 0,1	5,7 ± 0,4
	Quemado	6,8 ± 0,3	5,6 ± 0,2	5,6 ± 0,4	5,6 ± 0,1
C.E. _{1:5}	Control	0,11 ± 0,03	0,08 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,11 ± 0,03
	Quemado	0,45 ± 0,06	0,10 ± 0,02	0,09 ± 0,02	0,12 ± 0,05
C _{ox}	Control	44,1 ± 24,7	29,7 ± 11,8	35,7 ± 12,5	36,3 ± 14,1
	Quemado	53,0 ± 12,5	38,0 ± 15,4	36,8 ± 8,9	40,6 ± 14,7
N _{tot}	Control	2,1 ± 1,2	1,1 ± 0,4	1,3 ± 0,5	1,9 ± 0,8
	Quemado	2,5 ± 0,2	1,6 ± 0,4	1,5 ± 0,2	1,6 ± 0,4

Los muestreos se realizaron tres (1), siete (2), veintitrés (3) y treinta y cuatro meses (4) después del incendio.

Este aumento de pH y C.E._{1:5} puede atribuirse a la liberación de cationes básicos procedentes de la combustión de la materia orgánica, tanto viva como muerta (Arocena y Opio, 2003), y ha sido previamente constatado entre otros autores por Höllerman (2001), Pardini et al. (2004), Notario del Pino et al. (2007, 2008) y Certini et al. (2011) después de incendios naturales, por Granged et al. (2011) en quemas experimentales y en suelos tratados en condiciones de laboratorio (calentamiento a 150-300 °C) por Terefe et al. (2008).

El C_{ox} presenta comportamientos diferentes en cada localidad (Tabla 1), lo que se pone de manifiesto por un elevado error típico. Esto explicaría la ausencia de diferencias estadísticamente significativas entre las muestras control y las afectadas. Así, las localidades A, B y C presentan valores superiores de C_{ox} en el primer muestreo en las zonas quemadas (Figura 2), más evidente en la localidad A, lo que podría asociarse a condiciones de baja o moderada severidad del incendio, que frecuentemente conllevan un aporte de C_{ox} procedente de la vegetación sofamada (Parker et al. 2001), a diferencia de los

incendios severos, donde el C_{ox} suele disminuir, al perderse por volatilización (Fernández et al. 1997; Mataix-Solera et al. 2002). Esto último parece haber ocurrido en la localidad D, donde el contenido de C_{ox} es muy superior en los controles del primer muestreo. Esta localidad, además, presenta los valores más elevados de C_{ox} de todas las muestras estudiadas. El N_{tot} mantiene un comportamiento similar al C_{ox} en todos los casos. Las diferencias observadas en la localidad D podrían deberse a la composición del sotobosque (fayal-brezal). Martínez-Zavala y Jordán (2009), al comparar suelos bajo diferentes formaciones vegetales en el suroeste de España, hallaron altos contenidos de C_{ox} bajo comunidades de *Erica arborea* y *Erica australis*.

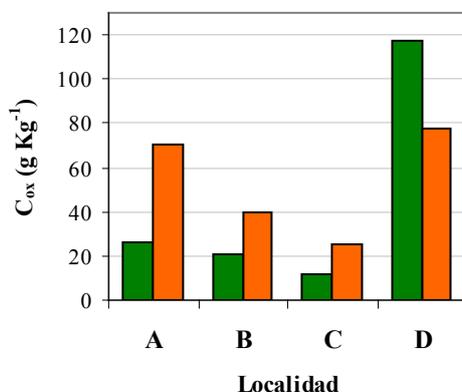


Figura 2. Valores de C oxidable de las muestras controles (verde) y las afectadas por el incendio (naranja) en las diferentes localidades de estudio en el primer muestreo.

Por otra parte, se observan diferencias significativas en los contenidos de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en el primer muestreo a favor de las muestras quemadas (Tabla 2, Figura 3). Situaciones similares en el contenido de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en suelos quemados han sido descritas por Prieto-Fernández et al. (2004) y Notario del Pino et al. (2007, 2008), entre otros autores, y su procedencia estaría ligada a la desnaturalización más o menos efectiva de moléculas nitrogenadas inducida por el calor (Raison 1979). Almendros et al. (1990) y González Vila et al. (2009) consideran que, en lo referente a las sustancias húmicas, el NH_4^+ procedería de los ácidos fúlvicos y la materia orgánica libre, por ser más termolábiles que los ácidos húmicos y las huminas condensadas. Una fuente alternativa de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en suelos quemados podría deberse al incremento de la actividad microbiana mineralizadora, ya que las cenizas suponen un efecto fertilizante que, junto con el aumento de pH, tienen un impacto positivo en la recuperación biológica de los suelos tras los incendios (Bååth y Arnebrant 1994). De esta forma, los microorganismos amonificadores pueden recuperar su actividad después del fuego (Notario del Pino et al. 2007), ya que presentan adaptaciones al estrés hídrico (Choromanska y

DeLuca 2002), consistentes en el desarrollo de paredes celulares gruesas, lo que les permite una mayor tasa de supervivencia después de los incendios en relación a otros grupos bacterianos (Raison 1979).

Para los cationes asimilables, cabe destacar la diferencia en los niveles de calcio a favor de las muestras quemadas y en el primer muestreo (Tabla 2). Sin embargo, para los restantes cationes, las diferencias son menos acusadas, aunque los promedios son siempre mayores en las áreas afectadas. Esta realidad ha sido puesta ya de manifiesto entre otros por Tomkins et al. (1991) y DeBano et al. (1998), quienes consideran que la liberación de cationes estaría determinada por la severidad del incendio y las características de la vegetación. A su vez, para el P asimilable se encontró, en promedio, un aumento a favor de las muestras afectadas en el primer muestreo, si bien, variable entre las diferentes localidades, expresado por el elevado error típico observado (Tabla 2).

Tabla 2. Promedios y error típico de las concentraciones de los cationes asimilables y $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ($\text{cmol}_c \text{Kg}^{-1}$) y P asimilable (mg Kg^{-1}), en cada tiempo de muestreo para las muestras afectadas por el incendio y las muestras controles

		Muestreo			
		1	2	3	4
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	Control	1,7 ± 0,3	0,5 ± 0,1	0,7 ± 0,1	0,6 ± 0,1
	Quemado	3,1 ± 0,2	1,0 ± 0,3	0,8 ± 0,1	0,7 ± 0,2
Ca^{2+}	Control	9,5 ± 3,9	7,1 ± 1,8	7,8 ± 1,8	10,8 ± 3,4
	Quemado	23,0 ± 4,8	7,4 ± 2,4	10,4 ± 3,1	12,7 ± 3,5
Mg^{2+}	Control	3,0 ± 2,0	2,2 ± 0,9	3,1 ± 1,2	3,2 ± 1,8
	Quemado	4,9 ± 0,9	2,2 ± 0,6	3,5 ± 1,3	2,9 ± 1,1
Na^+	Control	0,5 ± 0,3	0,5 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,6 ± 0,2
	Quemado	0,9 ± 0,2	0,5 ± 0,1	0,4 ± 0,1	0,7 ± 0,2
K^+	Control	0,8 ± 0,2	1,8 ± 0,3	1,1 ± 0,2	1,1 ± 0,2
	Quemado	1,5 ± 0,1	1,9 ± 0,2	1,4 ± 0,3	1,4 ± 0,3
P	Control	38,4 ± 16,37	36,7 ± 7,7	15,2 ± 3,4	35,4 ± 11,4
	Quemado	62,4 ± 23,9	37,6 ± 9,1	18,3 ± 8,9	27,5 ± 15,6

Los muestreos se realizaron tres (1), siete (2), veintitrés (3) y treinta y cuatro meses (4) después del incendio.

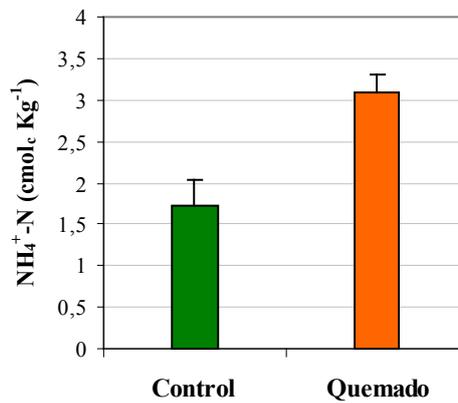


Figura 3. Valores medios y error típico de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ entre las muestras afectadas por el incendio y las muestras control en el primer muestreo.

3.2. Evolución post-incendio de las propiedades del suelo

La prueba de Wilcoxon mostró diferencias significativas (Tabla 1 y Tabla 3) entre el primer muestreo (3 meses después del incendio) y los sucesivos, para el pH (KCl), tanto en la zona control como en la afectada, posiblemente por el aporte eólico de cenizas, ya mencionado. En cambio no hay diferencias estadísticamente significativas para el pH (H₂O), aunque su tendencia es similar. La prueba de Wilcoxon también puso de manifiesto

diferencias significativas de la C.E._{1:5} en el primer muestreo (significativamente mayores) en relación al segundo y al tercero (Tabla 1 y Tabla 3). La Figura 4 muestra como las diferencias de C.E._{1:5} registradas en el primer muestreo se igualan progresivamente, de modo que a partir del segundo muestreo ya no es posible hallar diferencias significativas entre ambos grupos de muestras. De forma similar, Granged et al. (2011) encontraron que los valores de pH y C.E._{1:2,5} medidos en suelos tras una quema experimental habían quedado igualados a los existentes con anterioridad.

Tabla 3. Valores del estadístico Z de Wilcoxon para los distintos muestreos

Variable	Tiempo					
	1-2	1-3	1-4	2-3	2-4	3-4
pH (KCl)	-2,10*	-2,37*	-2,24*	-0,07	0,00	-0,17
CE _{1:5}	-2,38*	-1,97*	-1,87	-0,26	-0,94	-0,68
NH ₄ ⁺ -N	-2,53*	-2,53*	-2,52*	0,00	0,00	-0,32

Los muestreos se realizaron tres (1), siete (2), veintitrés (3) y treinta y cuatro meses (4) después del incendio.* p-valor ≤ 0,05.

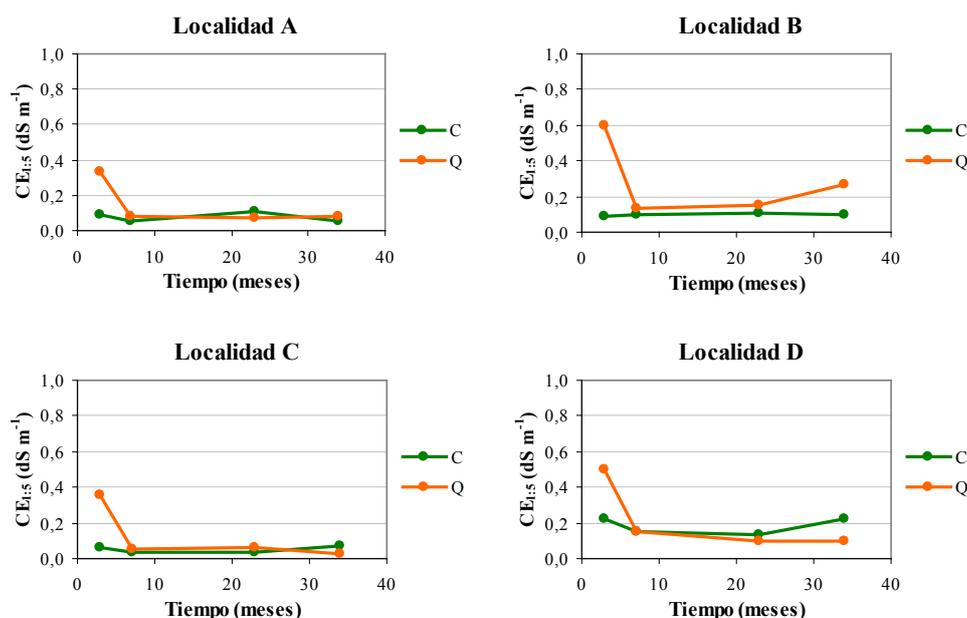


Figura 4. Comparación de la conductividad eléctrica (C.E._{1:5}) entre las muestras afectadas por el incendio (Q) y las muestras controles (C) y su variación en el tiempo, en cada localidad de estudio.

La **Figura 5** muestra la evolución de los valores de C_{ox} . Las diferencias entre las muestras control y las afectadas para el primer muestreo, comentadas anteriormente, parecen mantenerse hasta el tercer muestreo para la localidad A, donde se igualan. En cambio, para las localidades B y C, las diferencias desaparecen en el segundo muestreo. Monleon et al. (1997) observaron un aumento de C_{ox} en el suelo tras una quema prescrita, cuyos valores fueron disminuyendo progresivamente de forma que, doce años después, no hallaron variaciones respecto a los

valores anteriores al incendio. Baird et al. (1999) observaron que tras un año de un incendio los valores de C_{ox} en la zona afectada habían disminuido respecto a los medidos tres meses después del evento. Por otra parte, la localidad D presenta también un comportamiento diferente a las restantes en este caso. A pesar de ello, las muestras controles y las afectadas también se igualan en el tercer muestreo. De forma similar, Granged et al. (2011) encontraron una disminución de materia orgánica tras un incendio, pero permanecía tres años más tarde.

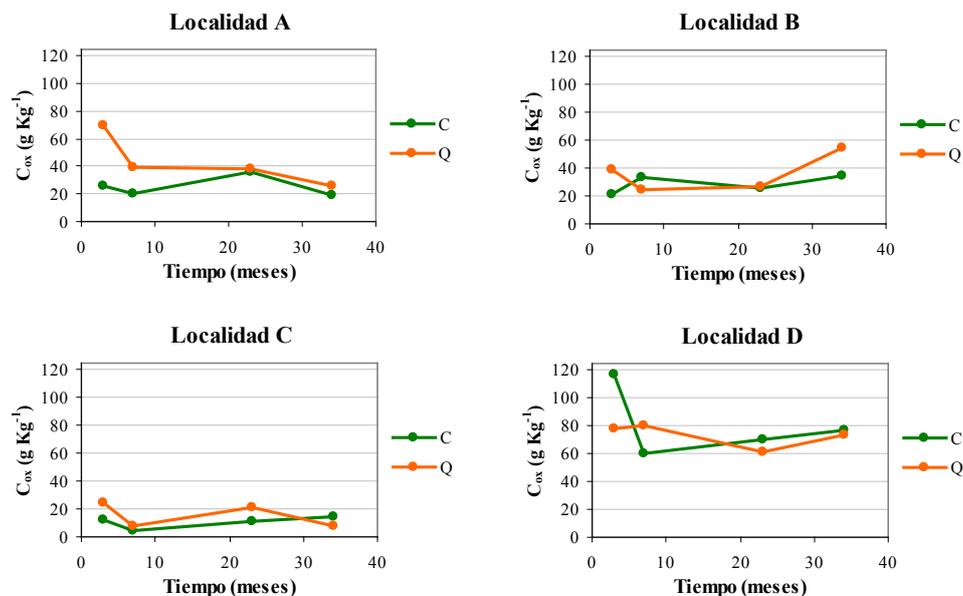


Figura 5. Comparación del carbono oxidable (C_{ox}) entre las muestras afectadas por el incendio (Q) y las muestras controles (C) y su variación en el tiempo, en cada localidad de estudio.

La prueba de Wilcoxon también mostró diferencias significativas para los niveles de NH_4^+-N entre muestreos, siendo significativamente más elevados a los tres meses del incendio (**Tabla 2** y **Tabla 3**). Un comportamiento similar se encuentra para los cationes asimilables (**Tabla 2**), aunque en este caso no se observan diferen-

cias estadísticamente significativas. Pero, tanto para el amonio como para los cationes asimilables, los valores se igualan a partir del primer muestreo. Esta disminución de los cationes tras el primer muestreo, probablemente estaría relacionada con los eventos de lluvias que tuvieron lugar después, provocando la lixiviación de nu-

trientes. Soto y Díaz Fierros (1993) consideran que los horizontes más profundos no afectados por el incendio retienen la mayor parte de los elementos lixiviados desde las capas superiores.

Los suelos estudiados, son en general francos o francoarenosos, sin cambios significativos en las fracciones granulométricas inferiores a 2 mm atribuibles al incendio (Tabla 4), ni al transcurso del tiempo, lo que sugeriría la ausencia de procesos erosivos lo bastante intensos como para originar cambios texturales importantes. Asimismo, el porcentaje aparente de elementos gruesos no mostró variaciones relevantes en el tiempo en ninguna localidad, siendo inferior al 15% de piedras (diámetro > 7 cm) en la localidad A, tanto control como afectada por el incendio, mayor del 60% de gravas (2 mm - 7 cm) los controles de las localidades B y D, entre el 15-35% de gravas en la zona afectada de las localidades B y D, y entre el 35-60% en la localidad C, tanto en el control como en la zona quemada. La capacidad de retención de agua, tanto a -33

kPa como a -1500 kPa (Tabla 4), no presentó diferencias estadísticamente significativas entre las muestras control y las quemadas, como tampoco a lo largo del tiempo. Por último, la estabilidad de agregados fue ligeramente superior en el primer muestreo, tanto en las muestras control como en las afectadas, para disminuir gradualmente después, sin que en ningún caso apareciesen diferencias entre ambos grupos, aun cuando las muestras quemadas presentan, en promedio, valores superiores en todo el estudio.

3.3. Efectos del incendio en la hidrofobicidad del suelo

La hidrofobicidad no mostró diferencias estadísticamente significativas entre muestreos, ni entre las muestras controles y las quemadas, aunque sí se observaron comportamientos distintos en cada ubicación. Las localidades A y C tienen una pauta muy similar (Figura 6): las muestras control son siempre hidrofílicas, mien-

Tabla 4. Promedios y error típico de la retención de agua a -33 kPa y a -1500 kPa, la estabilidad de agregados (%) y las fracciones granulométricas (g Kg⁻¹) según muestreo para las muestras quemadas y las muestras control

		Muestreo			
		1	2	3	4
Arena	Control	611 ± 107	594 ± 107	560 ± 91	558 ± 82
	Quemado	544 ± 78	613 ± 62	518 ± 77	529 ± 99
Limo	Control	333 ± 104	303 ± 71	327 ± 49	325 ± 57
	Quemado	339 ± 61	316 ± 55	361 ± 47	344 ± 76
Arcilla	Control	56 ± 12	103 ± 38	113 ± 42	117 ± 29
	Quemado	116 ± 19	70 ± 16	120 ± 30	127 ± 24
Humedad (-33 kPa)	Control	410 ± 86	358 ± 4	339 ± 48	338 ± 27
	Quemado	427 ± 60	381 ± 37	367 ± 56	377 ± 76
Humedad (-1500 kPa)	Control	116 ± 41	116 ± 24	137 ± 34	113 ± 15
	Quemado	110 ± 22	125 ± 18	145 ± 24	127 ± 27
Estabilidad de agregados	Control	76 ± 8	60 ± 13	53 ± 4	66 ± 9
	Quemado	80 ± 5	72 ± 4	59 ± 11	72 ± 4

Notación para los muestreos como en la Tabla 1. Contenidos de arena, limo y arcilla expresados en g kg⁻¹.

tras que las muestras quemadas no manifiestan hidrofobicidad más allá del segundo muestreo. En la localidad B, en cambio, no se detecta repelencia al agua en ningún caso, salvo en el último muestreo (treinta y cuatro meses después del fuego) en la zona afectada por el incendio con un incremento hasta la clase 4 (extremadamente repelente) para el ensayo WDPT y hasta la clase severa para la prueba MED. Este aumento de la hidrofobicidad observado en el último muestreo se relaciona con la cantidad de C_{ox} en el suelo (Figura 5). Contrariamente al resto, los suelos de la localidad D presentan una alta repelencia al agua, incluso en las muestras control y en los muestreos iniciales, lo que coincide con las observaciones de Jordán et al. (2008) y Martínez-Zavala y Jordán (2009) quienes hallaron las mayores repelencias al agua del suelo bajo bosques de *Erica australis* y *Erica arborea*, en comparación a los suelos bajo bosques de *Quercus sp.* Carballeira (1980) y Ammar et al. (2004) han identificado compuestos fenólicos

en tejidos de *Erica arborea* susceptibles de inducir alta hidrofobicidad en suelos. La evolución temporal de la hidrofobicidad en los controles de esta localidad se caracteriza por una abrupta caída en el tercer muestreo (Figura 6), para aumentar en el último. En las muestras afectadas, en cambio, se observa hidrofobicidad similar a las muestras control en los dos primeros muestreos, pero en el tercer muestreo desaparece y aparece de nuevo en el cuarto, si bien de forma muy leve y para ambos ensayos (WDPT y MED). Esta variación temporal no se ha podido relacionar con ninguna de las variables o factores estudiados, por lo que se considera que esté probablemente relacionada con la naturaleza de la materia orgánica, más que con los efectos del incendio, según han manifestado numerosos investigadores (Wallis y Horne 1992; González-Pérez et al. 2004; Fernández et al. 2001; Hallet et al. 2001; Mataix-Solera et al. 2011), pues la variación temporal de la hidrofobicidad es similar en la zona control y en la afectada por el incendio.

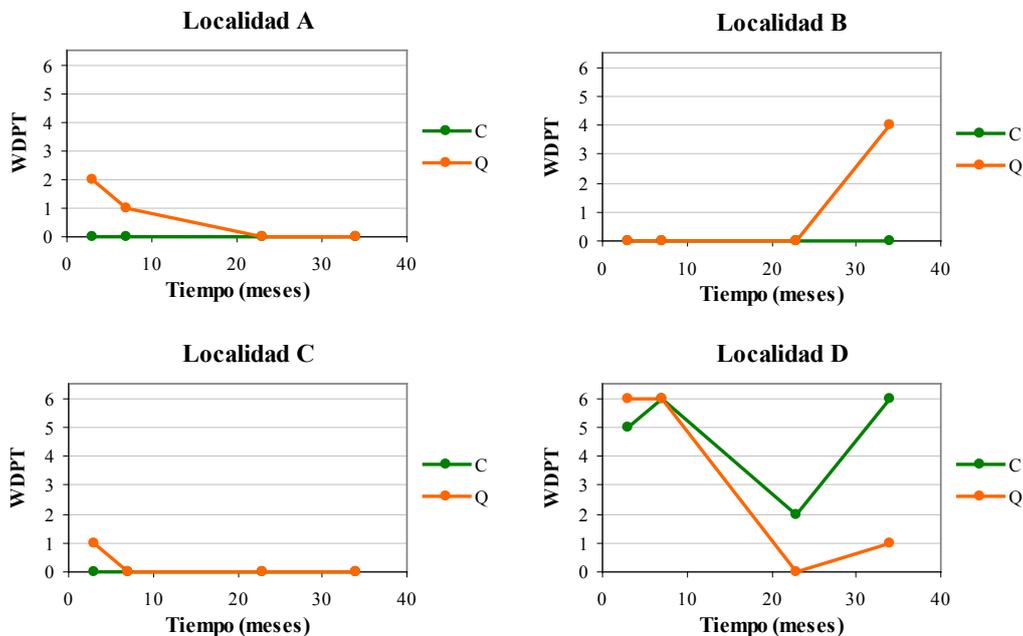


Figura 6. Comparación de los valores de la prueba WDPT entre las muestras control (C) y las muestras afectadas por el incendio (Q) en cada una de las localidades estudiadas.

Puesto que los compuestos inductores de la repelencia al agua son orgánicos (Doerr et al. 2000b), la relación entre hidrofobicidad y contenido en materia orgánica ha sido investigada en un gran número de estudios. Entre ellos, Mataix-Solera y Doerr (2004), Martínez-Zavala y Jordán (2009) y Mataix-Solera et al. (2011) han puesto de manifiesto correlaciones lineales positivas entre ambas propiedades del suelo. En nuestro estudio, la hidrofobicidad correlaciona con algunas variables estudiadas (Tabla 5). No obstante, buena parte de las correlaciones significativas observadas en las muestras control, desaparecen en los suelos afectados por el fuego, limitándose a la $C.E_{-1:5}$, NH_4^+-N disponible, C_{ox} , N_{tot} . Es interesante anotar que, para el C_{ox} y N_{tot} los coeficientes de correlación son por lo general altamente significativos ($p \leq 0.01$), tanto en las muestras control como en las quemadas. Esto indicaría que, cuando aparecen los mayores niveles de hidrofobicidad del suelo, los parámetros

asociados a la fertilidad del suelo presentan valores elevados (Tabla 5). En cambio, en suelos quemados se pierde la correlación con algunos parámetros asociados a la fertilidad (cationes asimilables) y otros como la estabilidad de los agregados y la retención de agua. DeBano et al. (1998) consideran que el fuego y el calentamiento del suelo asociado pueden afectar a la estructura, y por tanto a la porosidad y a la distribución del tamaño de poros en los horizontes superficiales, los cuales tienden a disminuir, con lo que también disminuiría la retención de agua. En este sentido, conviene recordar que Giovannini et al. (1987) y García-Oliva et al. (1999), entre otros han constatado una disminución de la estabilidad en los agregados por efecto del calor, en tanto que otros autores (Shakesby y Doerr 2006; Keizer et al. 2008; Jordán et al. 2011) han hallado correlaciones positivas entre la hidrofobicidad y la estabilidad de los agregados.

Tabla 5. Análisis de correlación (Spearman) entre la repelencia al agua y algunas propiedades físicas y químicas de los suelos estudiados.

* Significativo a nivel $\alpha = 0.05$; ** significativo a nivel $\alpha = 0.01$

	WDPT		MED	
	Control	Quemado	Control	Quemado
C.E._{-1:5}	0.572**	0.541*	0.544**	0.606*
Ca⁺²	0.356*	0.099	0.373*	0.203
Mg⁺²	0.557**	0.127	0.567**	0.208
Na⁺	0.747**	0.613*	0.705**	0.682**
K⁺	0.443*	0.323	0.440*	0.180
NH₄⁺-N	0.614**	0.680**	0.538**	0.612*
C_{ox}	0.756**	0.737**	0.676**	0.691**
N_{tot}	0.776**	0.725**	0.713**	0.751**
Humedad (-33 kPa)	0.420*	0.262	0.416*	0.284
Humedad (-1500 kPa)	0.479**	0.155	0.448*	0.112
Estab. Agreg.	0.629**	0.449	0.611**	0.543*

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos en este estudio muestran los efectos producidos en las propiedades fisicoquímicas del suelo debido al incendio. Así, se puede señalar con carácter general que se han producido aumentos en el pH, la conductividad eléctrica y el $\text{NH}_4^+\text{-N}$, en todas las localidades estudiadas. También se han encontrado aumentos en los cationes asimilables para las muestras afectadas por el incendio, sobre todo el Ca^{2+} . Por otra parte, se observa un aumento en el contenido de carbono oxidable y nitrógeno total, lo que podría interpretarse como una posible mejora de las propiedades del suelo a medio plazo.

Asimismo, se observa un aumento de la hidrofobicidad en las localidades A, C y D tras el fuego en los primeros muestreos, siendo ésta persistente aproximadamente a lo largo de un año, tal como han señalado otros autores (Dyrness 1976; DeBano et al. 1976). También existe una acusada repelencia al agua elevada en las muestras controles de la localidad D, que se atribuye a un mayor contenido de carbono oxidable, debido a la presencia de brezos (*Erica arborea*) en el sotobosque en esta zona, aun cuando no es posible, a partir de las determinaciones realizadas en este estudio, estimar con precisión la posible repercusión que ello puede suponer en condiciones de campo.

Estos datos sugieren que el incendio fue de baja o moderada severidad, ya que afectó de forma muy leve a algunas propiedades del suelo a corto plazo, propiciando además un aumento del contenido de materia orgánica oxidable en los suelos afectados.

5. Agradecimientos

Este trabajo ha sido realizado gracias a la financiación obtenida de CajaCanarias por el primer autor mediante una Beca de investigación para Postgraduados.

REFERENCIAS

- Almendros G, González-Vila FJ, Martín F. 1990. Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest. An experimental approach to the effects of fire on húmica substances. *Soil Science* 149:158-168.
- Ammar H, López S, González J, Ranilla M. 2004. Comparison between analytical methods and biological assays for the assessment of tannin-related antinutritive effects in some Spanish browse species. *J Sci Food Agric.* 84:1349-1356.
- Arocena JM, Opio C. 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of subboreal forest soils. *Geoderma* 113:1-16.
- Bååth E, Arnebrant K. 1994. Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soils. *Soil Biol Biochem.* 26:995-1001.
- Baird M, Zabowski D, Everett RL. 1999. Wildfire effects on carbon and nitrogen in inland coniferous forests. *Plant Soil* 209:233-243.
- Bartoli F, Burtin G, Herbillon AJ. 1991. Disaggregation and clay dispersion of Oxisols: Na resin, a recommended methodology. *Geoderma* 49:301-317.
- Benton-Jones JrJ. 1991. Kjeldahl method for nitrogen determination. Georgia, USA: Micro-Macro Publishing.
- Bower CA, Reitemeier RF, Fireman M. 1952. Exchangeable cation analysis of alkaline and saline soil. *Soil Science* 73:251-261.
- Bremner JM, Keeney DR. 1965. Inorganic forms of Nitrogen. In: Black CA et al., editors. *Methods of Soil Analysis, Part 2. Agronomy 9*. Madison WI: American Society of Agronomy. p. 1179-1237.
- Calvo L, Santalla S, Valvueda, L, Marcos E, Tárrega R, Luis E. 2008. Post-fire natural regeneration of *Pinus pinaster* forest in NW of Spain. *Plant Ecology* 197:81-90.
- Carballeira A. 1980. Phenolic inhibitors in *Erica australis* L. and in associated soil. *J Chem Ecol.* 6:593-596.
- Certini G, Nocentini C, Knicker H, Arfaioli P, Rumpel C. 2011. Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. *Geoderma* 167-168:148-155.
- Choromanska U, DeLuca TH. 2002. Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils after heating: evolution of post-fire effects. *Soil Biol Biochem.* 34:263-271.
- Climent J, Tapias R, Pardos JA, Gil L. 2004. Fire adaptations in the Canary Islands pine (*Pinus canariensis*). *Plant Ecology* 171:185-204.

- DeBano LF, Mann LD, Hamilton, DA. 1970. Translocation of hydrophobic substances into soil by burning organic litter. *Proc Soil Sci Soc Amer.* 34:130-133.
- DeBano LF, Savage SM, Hamilton AD. 1976. The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Proc Soil Sci Soc Amer.* 40:779-782.
- DeBano LF, Neary DG, Ffolliott PF. 1998. *Fire's Effects on Ecosystems*. New York: John Wiley and Sons.
- DeBano LF. 2000. Water repellency in soils: a historical overview. *J Hydrol.* 231-232:4-32.
- Del Arco MJ, Pérez de Paz PL, Rodríguez O, Salas M, Wilpret W. 1992. Atlas cartográfico de los pinares canarios II. Tenerife: Viceconsejería de Medio Ambiente. Gobierno de Canarias.
- Del Arco MJ, Pérez de Paz PL, Acebes JR, González-Mancebo JM, Reyes-Betancort JA, Bermejo JA, de Armas S, González-González R. 2006a. Bioclimatology and climatophilous vegetation of Tenerife (Canary Islands). *Ann Bot Fenn* 43(3):167-192.
- Del Arco MJ, Wildpret W, Pérez de Paz PL, Rodríguez-Delgado O, Acebes JR, García-Gallo A, Martín VE, Reyes-Betancort JA, Salas M, Bermejo JA, González R, Cabrera MV, García S. 2006b. Mapa de Vegetación de Canarias. Santa Cruz de Tenerife: GRAFCAN.
- Doerr SH, Thomas AD. 2000a. The role of soil moisture in controlling water repellency: new evidence from forest soils in Portugal. *J Hydrol.* 231-232:134-147.
- Doerr SH, Shakesby SH, Walsh RPD. 2000b. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Sci Rev.* 51:33-65.
- Dyrness CT. 1976. Effect of wildfire on soil wettability in the High Cascade of Oregon. United States Department of Agriculture, Forest Service, Research Paper PNW-202, Pacific Northwest Forest and Range Experimental Station. Portland, Oregon: United States Department of Agriculture. p. 444-447.
- Fernandes PM, Vega JA, Jiménez E, Rigolot E. 2008. Fire resistance of European pines. *Forest Ecol Manag.* 256:246-255.
- Fernández, I, Cabaneiro A, Carballas T. 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biol Biochem.* 29:1-11.
- Fernández I, Cabaneiro A, Carballas T. 2001. Thermal resistance to high temperatures of different organic fractions from soils under pine forest. *Geoderma* 104:281-298.
- García-Oliva F, Sandford JRL, Kelly E. 1999. Effects of slash-and-burn management on soil aggregate organic C and N in a tropical deciduous forest. *Geoderma* 88:1-12.
- Gee GW, Bauder JW. 1986. Particle size-analysis. In: Klute A., editor. *Methods of soil analysis. Part I. Physical and mineralogical methods.* Agronomy Monograph N°9, 2nd Ed. Madison, WI, USA: Am. Soc. Agron., Soil Sci. Soc. Am. p. 383-411.
- Giovannini G, Lucchesi S, Giachetti M. 1987. The natural evolution of a burnt soil: a three-year investigation. *Soil Science* 143:220-226.
- González-Pérez JA, González-Vila FJ, Almendros G, Knicker H. 2004. The effect of fire on soil organic matter – a review. *Environ Intern.* 30:855-870.
- González-Vila FJ, Almendros G, González Pérez JA, Knicker H, González Vázquez R, Hernández Z, Piedra-Buena A, De la Rosa JM. 2009. Transformaciones de la materia orgánica del suelo por incendios naturales y calentamientos controlados en condiciones de laboratorio. En: Cerdà A, Mataix-Solera J, editors. *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles.* Cátedra de Divulgación de la Ciencia. Universitat de València. p. 219-267.
- Granged AJP, Martínez-Zavala L, Jordán A, Bárcenas-Moreno G. 2011. Post-fire evolution of soil properties and vegetation cover in a Mediterranean heathland after experimental burning: a 3-year study. *Geoderma* 164:85-94.
- Hallett PD, Baumgartl T, Young IM. 2001. Subcritical water repellency of aggregates from a range of soil management. *Soil Sci Soc Am J.* 65:184-190.
- Hernández Bastida J, Alvarez Rogel J, Faz Cano A. 1998. Variations of some edaphic properties in fire damaged pinewood (*Pinus halepensis*) and esparto field (*Stipa tenacissima*) in Murcia (SE Spain). In: Rodríguez AR et al., editors. *The soil as a strategic resource: degradation processes and conservation measures.* Logroño: Geoforma Ediciones. p. 419-429.
- Höllermann PW. 1993. Fire ecology in the Canary Islands and Central California. A comparative outline. *Erdkunde* 57:177-184.
- Höllerman PW. 2001. El impacto del fuego en los ecosistemas. In: Fernández-Palacios JM, Martín JL, editors. *Naturaleza de las Islas Canarias. Ecología y Conservación.* Santa Cruz de Tenerife: Ed. Turquesa. p. 337-341.
- Iglesias López T, Fernández Bermejo C, González Parra J. 1998. Modificaciones en algunas características del suelo a causa del fuego. *Cuat y Geom.* 12(3-4):41-47.
- Imeson AC, Verstraten JM, van Mulligen EJ, Sevink J. 1992. The effects of fire and water repellence on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena* 19:345-361.
- Jordán A, Martínez-Zavala L, Bellinfante N. 2008. Heterogeneity in soil hydrological response from different land cover types in southern Spain. *Catena* 74:137-143.

- Jordán A, Martínez-Zavala L, Nava AL, Alanís N. 2011. Effect of fire severity on water repellency and aggregate stability on Mexican volcanic soils. *Catena* 84:136-147.
- Keizer JJ, Doerr SH, Malvar MC, Prats SA, Ferreira RSV, Oñate MG, Coelho COA, Ferreira AJD. 2008. Temporal variation in topsoil water repellency in two recently burnt eucalypt stands in north-central Portugal. *Catena* 74:192-204.
- King PM. 1981. Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. *Aust J Soil Res.* 19:275-285.
- Lentile LB, Holden ZA, Smith AMS, Falkowski MJ, Hudak AT, Morgan P, Lewis SA, Gessler PE, Benson NC. 2006. Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *Int J Wildland Fire* 15:319-345.
- Lezberg AL, Battaglia MA, Shepperd WD, Schoettle AW. 2008. Decades-old silvicultural treatments influence surface wildfire severity and post-fire nitrogen availability in a ponderosa pine forest. *Forest Ecol Manag.* 255:49-61.
- Martínez-Zavala L, Jordán A. 2009. Influence of different plant species on water repellency in Mediterranean heathland soils. *Catena* 76: 215-223.
- Mataix-Solera J, Gómez I, Navarro-Pedreño J, Guerrero C, Moral R. 2002. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment. *Int J Wildland Fire* 11:107-114.
- Mataix-Solera J, Doerr SH. 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forest in the south-east of Spain. *Geoderma* 118:77-88.
- Matix-Solera J, García-Irles L, Morugán A, Doerr SH, García-Orenes F, Arcenegui V, Atanassova I. 2011. Longevity of soil water repellency in a former wastewater disposal tree stand and potential amelioration. *Geoderma* 165:78-83.
- Monleon VJ, Cromack JK, Landsberg JD. 1997. Short- and long-term effects of prescribed underburning on nitrogen availability in ponderosa pine stands in central Oregon. *Can J For Res.* 27:369-378.
- Notario del Pino JS, Dorta Almenar I, Navarro Rivero FJ, Rodríguez Rodríguez A, Arbelo Rodríguez CD, Armas Herrera CM, Guerra García JA, Mora Hernández, JL. 2007. Temporal evolution of organic carbon and nitrogen forms in volcanic soils under broom scrub affected by a wildfire. *Sci Total Environ.* 378:245-252.
- Notario del Pino JS, Dorta Almenar I, Rodríguez Rodríguez A, Arbelo Rodríguez CD, Navarro Rivero FJ, Mora Hernández JL, Armas Herrera CM, Guerra García JA. 2008. Analysis of the 1:5 soil: water extract in burnt soils to evaluate fire severity. *Catena* 74:246-255.
- Notario del Pino JS. 2009. Los incendios forestales en Canarias: una revisión. Causas, particularidades e impactos sobre el suelo. En: Cerdà A. Mataix-Solera J, editores. Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Cátedra de Divulgación de la Ciencia. Universitat de València. p. 469-489.
- Olsen SR, Cole CV, Watanabe S, Dean LA. 1954. Estimation of available phosphorus on soils by extraction with sodium bicarbonate. *USDA Cir.* Vol. 939.
- Pardini G, Gispert M, Dunjó G. 2004. Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. *Sci Total Environ.* 328:237-246.
- Parker JL, Fernández IJ, Rustad LE, Norton SA. 2001. Effects of nitrogen enrichment, wildfire, and harvesting on forest soil carbon and nitrogen. *Soil Sci Soc Am J.* 65:1248-1255.
- Porta J, López-Acevedo M, Rodríguez R. 1986. Técnicas y experimentos en Edafología. Barcelona: Col. Of. D'Enginyers Agrònoms de Catalunya.
- Prieto-Fernández A, Villar MC, Carballas M, Carballas T. 1993. Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an Atlantic forest soil. *Soil Biol Biochem.* 25:1657-1664.
- Prieto-Fernández A, Carballas M, Carballas T. 2004. Inorganic and organic N pools in soils burned or heated: immediate alterations and evolution after forest wildfires. *Geoderma* 121:291-306.
- Raison RJ. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to Nitrogen transformations: a review. *Plant Soil* 51:73-108.
- Rab MA, 1996. Soil physical and hydrological properties following logging and slash burning in the Eucalyptus regnans forest in southeastern Australia. *Forest Ecol Manag.* 84:159-175.
- Richards LA. 1980. Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Ciudad de México: Limusa.
- Ritsema CJ, Dekker LW, Van Der Elsen HGM, Oostindie K. 2000. Individual progress report. In: Jaramillo DF, editor. 2011. Repelencia al agua en Andisoles de Antioquia. Vicerrectoría académica, Universidad Nacional de Colombia. 218 p.
- Rodríguez-Rodríguez A, Jiménez CC, Tejedor ML. 1998. Soil degradation and desertification in the Canary Islands. In: Rodríguez-Rodríguez A, Jiménez CC, Tejedor ML, editors. The soil as a strategic resource: degradation processes and conservation measures. Logroño: Geoforma Ediciones. p. 13-22.

- Rodríguez-Rodríguez A, Guerra A, Arbelo CD, Mora JL, Gorrín SP, Armas C. 2004. Forms of eroded soil organic carbon in andosols of the Canary Islands (Spain). *Geoderma* 121:205-219.
- Shakesby RA, Doerr SH. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Sci Rev.* 74:269-307.
- Soto B, Diaz-Fierros F. 1993. Interactions between plant ash leachates and soil. *Int J Wildland Fire* 3:207-216.
- Statistical Package for Social Sciences (SPSS). 2007. SPSS 17.0 Base User's Guide. Chicago, IL: SPSS Inc.
- Terefe T, Mariscal-Sancho I, Peregrina F, Espejo R. 2008. Influence of heating on various properties of six Mediterranean soils. A laboratory study. *Geoderma* 143:273-280.
- Tomkins IB, Kellas JD, Tolhurst KG, Osvin DA. 1991. Effects of fire intensity on soil chemistry in a eucalypt (*Eucalyptus* sp.) forest. *Aust J Soil Res.* 29:25-47.
- Walkley A, Black A. 1934. An examination of the Degthareff method for determining soil organic matter and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38.
- Wallis MG, Horne DJ. 1992. Soil water repellency. *Adv Soil Sci.* 20:91-146.
- WRB. 2006. World Reference Base for Soil Resources. 2nd Edition. World Soil Resources Reports. Rome: FAO, ISRIC, ISSS.