



# 3.7

## **Modificaciones inducidas por los incendios forestales en las propiedades físicas de los suelos del noroeste de España: implicaciones en la respuesta hidrológica y en la erosión hídrica**

Elena Benito<sup>1</sup>, Benedicto Soto<sup>2</sup>, Eufemia Varela<sup>1,3</sup>, María Rodríguez Alleres<sup>1</sup> y José Antonio Rodríguez Suárez<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Biología, Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Universidad de Vigo, Campus Lagoas-Marcosende, 36310-Vigo. [rueda@uvigo.es](mailto:rueda@uvigo.es)

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias, Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Campus As Lagoas, 32004-Ourense.

<sup>3</sup>CESAM, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Campus Universitario Santiago, 3810-193-Aveiro, Portugal.



# Modificaciones inducidas por los incendios forestales en las propiedades físicas de los suelos del noroeste de España: implicaciones en la respuesta hidrológica y en la erosión hídrica

Elena Benito<sup>1</sup>, Benedicto Soto<sup>2</sup>, Eufemia Varela<sup>1,3</sup>, María Rodríguez Alleres<sup>1</sup> y José Antonio Rodríguez Suárez<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Facultad de Biología, Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Universidad de Vigo, Campus Lagoas-Marcosende, 36310-Vigo. [rueda@uvigo.es](mailto:rueda@uvigo.es)

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias, Departamento de Biología Vegetal y Ciencias del Suelo, Campus As Lagoas, 32004-Ourense.

<sup>3</sup>CESAM, Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Campus Universitario Santiago, 3810-193-Aveiro, Portugal.

## RESUMEN

En este trabajo se presentan los resultados de diferentes experiencias llevadas a cabo en zonas quemadas de Galicia con el objeto de analizar los efectos de los incendios forestales en las propiedades físicas de los suelos y sobre las consecuencias que estos cambios ocasionan en la respuesta hidrológica y erosiva de los suelos. Los efectos tan variables que se observaron en las propiedades físicas de los suelos en las zonas quemadas estudiadas y su comparación con los resultados obtenidos en un programa de calentamiento controlado en el laboratorio, permitieron confirmar que el impacto de los incendios forestales en el comportamiento físico de los suelos opera sobre todo a través de sus efectos sobre la materia orgánica y resulta ser claramente dependiente de la severidad del incendio. En incendios de baja o moderada severidad, la mayor parte de las propiedades físicas no se verían prácticamente afectadas por el paso del fuego, a excepción de una ligera fragmentación de los macroagregados en microagregados, e incluso en algún caso se ven mejoradas, como por ejemplo la estabilidad de los agregados frente al impacto de las gotas de agua. En incendios de mayor severidad la degradación física del suelo se manifiesta de manera más drástica, ya que la combustión de la materia orgánica favorece una fuerte desagregación del suelo y una menor estabilidad al agua de los agregados por lo que aumenta la erosionabilidad del suelo quemado. Por otra parte, es importante señalar que todas las zonas quemadas mostraron una repelencia al agua superficial o subsuperficial de fuerte a muy fuerte, por lo que la repelencia al agua inducida o intensificada por el fuego se considera como un factor determinante en la generación de flujos de escorrentía y en los procesos erosivos repetidamente observados en las áreas quemadas del Noroeste de España. La fuerte dependencia del comportamiento físico de los suelos con la temperatura alcanzada durante el fuego dificulta la aplicación de los modelos hidrológicos y erosivos en zonas quemadas. La inclusión de estos aspectos en la estructura de los modelos hidrológicos y de erosión permitirá aumentar la fiabilidad de sus predicciones para zonas quemadas y por tanto resultará más asequible diseñar medidas de protección frente a la erosión y de mejora del comportamiento hidrológico de las zonas quemadas.

## INTRODUCCIÓN

Galicia (NO España), con una superficie total de 2.943.000 ha, tiene aproximadamente 2/3 partes de su superficie con vocación forestal favorecida por su climatología templado-húmeda. Esta superficie forestal ha constituido el principal factor de protección de los suelos frente a la erosión hídrica, jugando en contra la topografía accidentada y la fuerte erosividad de las precipitaciones en esta comunidad (Díaz-Fierros et al., 1987).

Sin embargo, durante los últimos dos siglos, su superficie forestal se ha visto fuertemente modificada por las actividades humanas, con el empleo del fuego como herramienta agrícola y con la introducción de árboles de hoja perenne, en particular resinosas y eucaliptos. La repoblación masiva con estas especies alóctonas provocó diversas modificaciones como son: un microclima más seco, hojarasca más difícil de descomponer, mayor acumulación de matorral, alta densidad en las plantaciones y gran vulnerabilidad al fuego.

Los incendios forestales se han convertido en las últimas décadas en uno de los mayores problemas ambientales en Galicia. Hay que señalar que aproximadamente la mitad de los incendios forestales que se producen en España tienen lugar en Galicia y la superficie quemada representa en torno al 25 % de la superficie estatal incendiada. La situación en los últimos años ilustra la gravedad del problema, con datos que indican que en el período 1991-2008 se han quemado 509.081 ha. La catástrofe ambiental más reciente relacionada con los incendios se produjo en agosto de 2006 en el que en tan solo 12 días se produjeron casi 2.000 incendios, y se quemaron alrededor de 80.000 ha de superficie forestal. Una de las consecuencias más graves de este desastre ecológico fue la erosión post-incendio que sufrieron los suelos (favorecida por las precipitaciones de tipo torrencial ocurridas en otoño y la falta de aplicación inmediata de medidas de protección del suelo), así como los daños ocasionados por los flujos de agua y los sedimentos arrastrados que desbordaron los cauces y afectaron a diversas estructuras, poblaciones y a los bancos marisqueros de varias rías gallegas (Carballas, 2007).

La erosión post-incendio lleva midiéndose en Galicia desde la década de los 80 en diferentes tipos de experiencias y con diferentes métodos. De estos estudios se puede concluir la extraordinaria amplitud que existe en sus valores, variando desde pérdidas inferiores a  $1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  cuando el clima y las condiciones topográficas y de cobertura vegetal no favorecen la erosión, hasta valores superiores a  $100 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  cuando prevalecen lluvias intensas (superiores a 20 mm en 24 horas), suelo desprotegido y pendientes superiores al 20 % (Díaz-Fierros, 2006; Soto y Díaz-Fierros, 1997; Vega et al., 1982, 2005).

Otros factores que hay que considerar asociados a los procesos erosivos desencadenados por los incendios son los cambios que se producen en las características físicas de los suelos. La estabilidad de los agregados es el factor que más fuertemente influye en la susceptibilidad de los suelos a la erosión y en la infiltrabilidad de un suelo, convirtiéndose tras los incendios, debido a la eliminación de la cubierta vegetal y la hojarasca, en una característica clave en la gestión del agua y la pérdida de nutrientes y materiales del suelo (Mataix-Solera y Guerrero, 2007). Además el fuego puede inducir repelencia al agua en suelos previamente hidrófilos o bien incrementar o reducir la repelencia al agua en suelos previamente hidrófobos, dependiendo de la temperatura, tiempo de calentamiento, cantidad y tipo de materia orgánica consumida y de la humedad del suelo (DeBano et al., 1976; Doerr et al., 1998, 2004; Huffman et al., 2001; Cerdá y Doerr, 2005; Shakesby et al., 2007; Arcenegui et al., 2007). La repelencia al agua inducida o favorecida por el fuego se ha citado repetidamente como una de las principales causas de los incrementos de los flujos de escorrentía superficial y consecuentemente de la erosión en áreas quemadas (ver revisiones de DeBano, 2000; Doerr et al., 2000; Shakesby y Doerr, 2006; Shakesby et al., 2000, 2007).

En este trabajo se presenta un resumen de algunas de las experiencias que se han realizado en Galicia para estudiar las modificaciones inducidas o provocadas por los incendios forestales

en las propiedades físicas de los suelos más directamente relacionadas con su comportamiento hidrológico y del efecto que estos cambios pueden tener sobre el régimen hídrico y los procesos erosivos post-incendio.

## EFFECTOS DIRECTOS DE LOS INCENDIOS FORESTALES EN EL COMPORTAMIENTO FÍSICO DE LOS SUELOS

En esta experiencia se seleccionaron 28 zonas afectadas por incendios forestales en Galicia, ocurridos todos ellos durante el período estival de los años 1999 o 2000. En la selección de las zonas quemadas se tuvieron en cuenta los siguientes criterios: i) material geológico: se seleccionaron zonas con rocas graníticas y zonas con rocas metamórficas, fundamentalmente esquistos y pizarras. Con ello se pretendía disponer de dos grupos de suelos con texturas claramente diferenciadas; ii) vegetación: los incendios se localizaron en zonas de monte bajo (matorral) o en repoblaciones forestales predominando los pinares o plantaciones mixtas de pinos y eucaliptos; iii) parcela testigo: se tuvo en cuenta la existencia de una zona próxima no afectada por el fuego pero con el mismo material geológico, vegetación y pendiente que pudiera ser utilizada como control.

Las muestras de suelo se recogieron en cada una de las zonas seleccionadas aproximadamente un mes después de producirse el incendio. Entre el incendio y el muestreo no se produjeron precipitaciones importantes que pudiesen modificar las características de la superficie de los suelos. En las áreas quemadas se recogieron al menos 5 submuestras al azar del horizonte A, a una profundidad entre 0-5 cm que, posteriormente, se mezclaron para obtener una única muestra representativa de cada zona sobre la que se realizaron los correspondientes análisis. En las áreas no quemadas las muestras de suelo se recogieron de igual modo pero eliminando la capa de hojarasca superficial. Se analizaron las siguientes propiedades del suelo: análisis granulométrico, carbono orgánico ( $C_{org}$ ), distribución de agregados por tamaños (los resultados se expresaron como diámetro medio ponderado-DM; Kemper y Rosenau, 1986), estabilidad de los agregados al agua (test de la gota; Low 1954), porosidad total, capacidad de retención de agua útil y repelencia al agua (test MED; King 1981; Doerr, 1998). En la tabla 1 se detalla la localización de las zonas de estudio, el material de partida, la vegetación y las principales características del horizonte superficial de los suelos no quemados.

Todos los suelos desarrollados sobre rocas graníticas y afines (suelos nº 1 a 18) presentan una textura franco-arenosa mientras que el grupo de suelos desarrollados sobre esquistos y pizarras (suelos nº 19 a 28) poseen texturas francas o franco-limosas. La mayoría son suelos fuertemente ácidos ( $pH\ 4,5 \pm 0,6$ ), presentan elevados contenidos en  $C_{org}$  ( $72,3 \pm 23\ g\ kg^{-1}$ ) y valores altos de porosidad total (45-80 %). Son suelos que presentan en general un grado de agregación débil (con valores de DMP que oscilan entre 1.0 y 2.8 mm) condicionado por su granulometría y pH ácido pero en general con una elevada estabilidad al agua de los agregados. La capacidad de retención de agua útil oscila entre un 15 y un 48 % (v/v), siendo los suelos más limosos y con mayor contenido en  $C_{org}$  los que presentan mayor capacidad de almacenamiento de agua. La mayor parte de los suelos mostraron una repelencia al agua superficial entre fuerte y muy fuerte, y tan sólo 4 suelos no eran repelentes al agua antes del incendio.

Tabla 1. Información de las zonas de estudio y principales características de la capa superficial (0-5 cm) de los suelos no quemados. Textura, arena: 2-0,05 mm. limo, 0,05-0,002 mm y arcilla: <0,002 mm, carbono orgánico ( $C_{org}$ ), diámetro medio ponderado de agregados (DMP), estabilidad de agregados (EA), Porosidad (Poros), Agua útil (Agua) y clase de repelencia al agua (MED): clase 1: muy hidrofílico; clase 2: hidrofílico; clase 3: ligeramente hidrofóbico; clase 4: moderadamente hidrofóbico; clase 5: fuertemente hidrofóbico; clase 6: muy fuertemente hidrofóbico.

Localización	Roquedo	Vegetación	Textura %	$C_{org}$ g kg <sup>-1</sup>	DMP mm	EA %	Poros %	Agua %	MED
1 As Maus	Granito	Matorral	67, 21, 13	42,6	1,8	20	54,4	30,1	3
2 Lama Má	Granito	Matorral	58, 26, 16	73,9	1,7	20	66,7	29,4	4
3 Rebordondo	Granito	Matorral	60, 25, 15	29,9	1,9	52	55,0	37,8	2
4 Prado	Granito	Matorral	65, 20, 15	94,2	2,3	48	74,3	25,5	2
5 Oitavén	Granito	Eucaliptal	68, 19, 12	89,8	1,5	84	57,5	34,9	6
6 Mos	Granito	Pinar eucaliptal	66, 22, 12	34,6	1,9	28	65,9	32,2	6
7 San Martiño	Granodiorita	Pinar eucaliptal	74, 17, 9	74,4	1,7	60	55,5	14,7	6
8 Vilar	Granito	Pinar	61, 23, 17	99,5	1,2	60	68,9	29,6	6
9 A Insua	Granito	Pinar	76, 15, 9	102,7	1,1	60	70,1	23,5	6
10 Trasmañó	Gneis	Pinar	56, 29, 15	62,9	1,9	72	60,6	43,5	6
11 Albeos	Granito	Pinar	61, 25, 14	76,0	1,3	20	74,5	25,1	6
12 S. X. Moreiras	Granodiorita	Pinar	65, 20, 15	48,4	1,3	88	52,2	40,3	5
13 Untes	Granito	Pinar	72, 20, 8	103,7	1,6	45	76,1	15,0	6
14 Cequeliños	Granito	Pinar	68, 19, 12	106,0	1,4	52	77,0	15,2	6
15 Cabeiras	Granito	Pinar	69, 19, 12	115,0	2,0	64	79,6	15,6	6
16 Curro	Granito	Pinar	71, 16, 12	82,3	1,0	44	58,5	17,9	6
17 Sta. María	Granodiorita	Pinar eucaliptal	59, 28, 13	48,5	1,4	60	59,7	33,2	6
18 As Maus	Granito	Pinar	59, 31, 10	78,1	2,3	28	66,4	25,9	5
19 Acibeiro	Esquisto	Matorral	50, 35, 15	88,7	1,3	72	69,2	31,6	5
20 Escuadro	Esquisto	Matorral	33, 52, 15	56,0	1,6	20	65,6	39,2	5
21 Prado	Esquisto	Matorral	33, 56, 11	90,2	1,0	52	67,6	48,2	6
22 Proente	Esquisto	Pinar	40, 49, 11	50,3	1,3	8	53,2	33,2	2
23 Cabreiroá	Esquisto	Pinar	50, 40, 10	80,6	1,3	24	51,0	46,5	6
24 Prado	Esquisto	Pinar	36, 51, 14	58,0	1,3	20	73,4	27,0	4
25 Sta. Mariña	Pizarra	Matorral	38, 48, 14	65,4	2,8	88	67,9	18,9	6
26 Rubiá	Pizarra	Pinar	45, 39, 16	55,2	2,2	92	44,8	32,0	4
27 A Portela	Pizarra	Pinar	45, 37, 19	53,0	2,1	36	65,2	18,9	2
28 Montefurado	Pizarra	Pinar	40, 38, 22	65,4	2,1	76	44,1	31,5	4

Los cambios ocasionados por los incendios en las propiedades físicas de los suelos y en el contenido en  $C_{org}$  se reflejan en la figura 1. En general, el paso del fuego no afectó de forma importante a la composición granulométrica de los suelos, de hecho más del 75 % de los suelos quemados no presentan diferencias importantes en su granulometría con respecto a la de los suelos no quemados. Solamente en 5 zonas se observaron diferencias superiores al 5 % en el contenido en arcilla ente los suelos quemados y no quemados, en tres casos con un incre-

mento con respecto al valor del suelo no quemado (suelos nº 18, 21 y 22) y en los otros dos (suelos nº 4 y 27) con una disminución (Fig. 1a).

En la mayoría de los suelos se observó una disminución del DMP después del incendio, lo que indicaría una desagregación más o menos intensa de los suelos por efecto del fuego (Figura 1b). La mayoría de las reducciones que se producen en el DMP son superiores al 20 % con respecto al valor del suelo no quemado. Existen, sin embargo, 7 suelos en los que el DMP aumenta

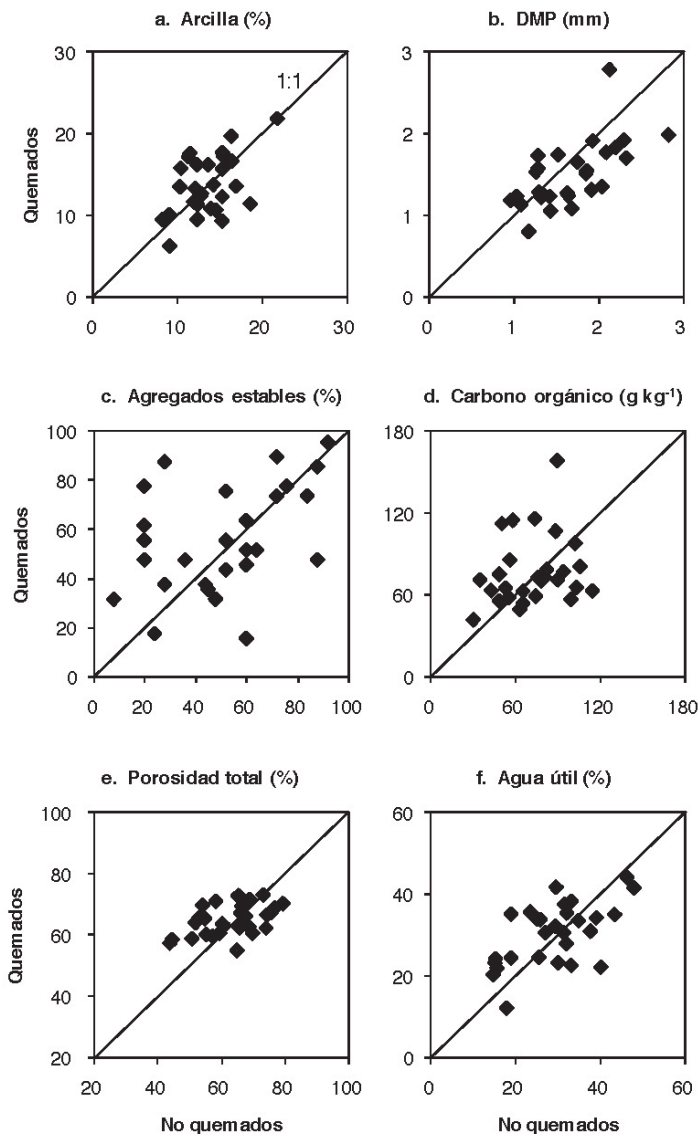


Figura 1. Diferencias en las propiedades físicas y en el contenido en  $C_{org}$  entre los suelos quemados y no quemados. Cada punto corresponde al valor del quemado frente al no quemado para cada zona de estudio.

entre un 14 y un 35 % en relación a los valores de los suelos no quemados. El efecto del fuego en la estabilidad al agua de los agregados fue mucho más variable, de modo que 11 suelos experimentaron un incremento en el porcentaje de agregados estables al agua tras el incendio, 10 suelos ven reducida su estabilidad y en el resto de los suelos la estabilidad de los agregados prácticamente no varía con respecto a la de los suelos no quemados (Fig. 1c).

Estas diferencias observadas en la distribución de agregados por tamaños y en su estabilidad al agua se pueden relacionar directamente con los cambios producidos por el fuego en la materia orgánica, teniendo en cuenta el importante papel de ésta en la agregación (Oades, 1993). En la figura 1d se puede observar como 12 de los 28 suelos incrementan su contenido en  $C_{org}$  respecto al suelo sin quemar, llegando a duplicar el valor del suelo no quemado en algunos casos. En 9 suelos se observa una disminución en el contenido de  $C_{org}$  entre el 17 y 44 % por efecto del fuego y el resto de los suelos prácticamente no presentan diferencias en su contenido en  $C_{org}$  respecto al de los suelos no quemados.

Chandler et al. (1983) pusieron de manifiesto la gran variabilidad del efecto del fuego sobre el contenido en materia orgánica del suelo, señalando desde una completa destrucción de la misma, hasta fuertes incrementos en las capas más superficiales del suelo. Las reducciones en el contenido de  $C_{org}$  se explican por la combustión de la materia orgánica (Bará y Vega, 1983; Fernández et al., 1997; Mataix-Solera et al. 2002). Giovannini y Luchessi (1997) señalaron que la materia orgánica se consume de forma proporcional a la intensidad alcanzada en el incendio.

Los incrementos de  $C_{org}$  en el suelo se relacionan en la bibliografía con incendios de baja severidad y han sido explicados por la incorporación de cenizas parcialmente calcinadas con elevados contenidos en materia orgánica (Boix Fayos, 1997; Ternan y Neller, 1999), por el aumento de la actividad microbiana (Raison, 1979; Ibáñez et al., 1983; Trabaud, 1983; Rashid, 1987), o por la deposición de restos vegetales no quemados o parcialmente quemados (Hungerford et al., 1990; Stromgaard, 1992). La incorporación progresiva de órganos vegetales subterráneos o de

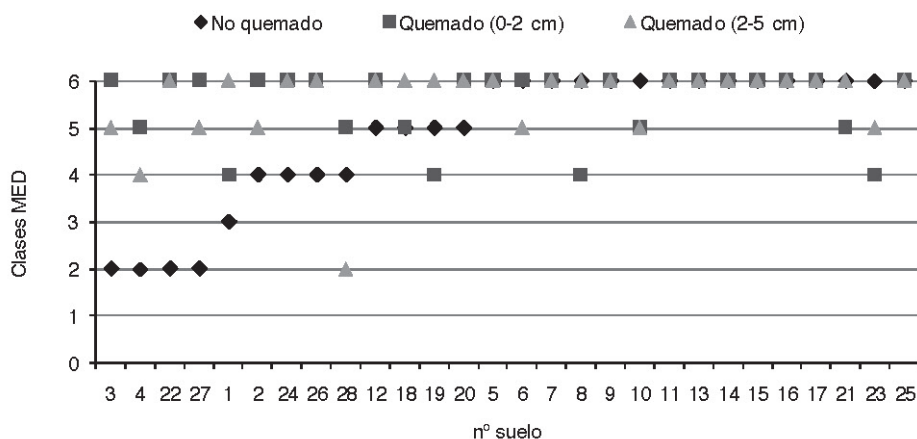


Figura 2. Cambios en la repelencia al agua causada por los incendios. Los suelos aparecen ordenados en orden creciente del grado de repelencia de los suelos no quemados (ver Tabla 1 para relacionar las clases MED con el grado de repelencia).



raíces finas descompuestas parcialmente por efecto del calentamiento del suelo también puede contribuir al aumento de  $C_{org}$  en el suelo (Ludwig et al., 1998).

Si consideramos que en la mayor parte de las zonas seleccionadas en este estudio, el contenido en  $C_{org}$  de los suelos o bien aumenta tras el incendio o no varía en relación al que presentan los suelos antes del incendio, ésto podría ser indicativo de que la mayor parte de los incendios habrían sido de baja severidad.

Por otra parte los cambios observados por efecto del fuego en la porosidad total de los suelos y en la capacidad de retención de agua útil, fueron también muy variables (ver figuras 1e y 1f) y se relacionaron a su vez con los cambios observados en el contenido en  $C_{org}$  y en la agregación. En general, cuando por efecto del fuego se produce combustión de la materia orgánica y consecuentemente disminuye el tamaño de los agregados y su estabilidad al agua, se observa una reducción en la porosidad total y un aumento la capacidad de retención de agua de los suelos y viceversa.

En la figura 2 se muestran las diferencias encontradas en la severidad de la repelencia al agua entre los suelos no quemados y los suelos quemados. En estos últimos la repelencia al agua se midió a dos profundidades (0-2 cm y 2-5 cm). Los resultados pusieron de manifiesto que el fuego indujo la aparición de repelencia al agua (con una severidad de fuerte a muy fuerte) en la superficie de los suelos que no eran repelentes antes del incendio, incrementó la severidad de la repelencia superficial en aquellos suelos que presentaban una repelencia al agua de ligera a moderada antes del fuego y se mantuvo el mismo grado de repelencia en los suelos que anteriormente al incendio eran fuerte o muy fuertemente repelentes. Únicamente los suelos nº 8, 19 y 23 experimentaron una reducción del grado de repelencia en los primeros 2 cm del suelo pasando de ser fuerte o muy fuertemente repelentes en la zona no quemada a ser moderadamente repelentes en la zona quemada. Sin embargo en estos suelos se observa una repelencia muy fuerte en la capa subsuperficial (2-5 cm) (Varela et al., 2005).

DeBano y Krammes (1966) demostraron que la temperatura alcanzada en el suelo durante el quemado era crítica a la hora de determinar la severidad de la repelencia postincendio. Observaron que por debajo de 175°C los cambios en la repelencia eran muy pequeños, que ésta se incrementaba considerablemente entre 175-200°C y que desaparecía a 280-300°C. Los incrementos en la repelencia al agua asociados al calentamiento han sido atribuidos a la polimerización de las moléculas orgánicas en otras más hidrofóbicas (Giovannini y Lucchesi, 1983), a uniones más fuertes de dichas sustancias con las partículas minerales del suelo (Savage, 1974) y a la fusión y redistribución de las ceras de la materia orgánica intersticial sobre los agregados y partículas minerales del suelo (Franco et al., 2000). La eliminación de la repelencia alrededor de 300°C se asocia a la volatilización y combustión de los compuestos orgánicos (DeBano et al., 1976; Chandler et al., 1983).

De los resultados de esta experiencia se puede deducir que la magnitud de los cambios ocasionados por los incendios forestales en las propiedades físicas de los suelos va a depender fundamentalmente de la severidad de los incendios y opera fundamentalmente a través de sus efectos en la materia orgánica del suelo.

Ante la dificultad para conocer en muchos casos la severidad de los incendios, se planteó una experiencia de calentamiento controlado en el laboratorio que nos permitiera estudiar con mayor detalle la influencia de distintas temperaturas en las propiedades físicas de los suelos.

## EFECTOS DEL CALENTAMIENTO CONTROLADO EN EL LABORATORIO EN EL COMPORTAMIENTO FÍSICO DE LOS SUELOS

La selección de los suelos empleados en el programa de calentamiento controlado en el laboratorio (suelos nº 7, 8 y 24) se realizó en base a las características iniciales de los suelos no quemados estudiados en la experiencia anterior y a su diferente respuesta frente al paso del fuego. Los suelos nº 7 y 8 presentan una textura franco arenosa, son muy fuertemente repelentes y tienen un elevado porcentaje de agregados estables. El suelo nº 7 prácticamente no ve modificadas sus propiedades físicas por el paso del fuego mientras que el suelo nº 8 sufre un fuerte descenso en la estabilidad de los agregados lo que coincide a su vez con una importante disminución en el contenido en  $C_{org}$  y en el grado de repelencia. El suelo nº 24 es más limoso, y se caracteriza por tener una repelencia moderada y un bajo porcentaje de agregados estables. Este suelo experimenta tras el incendio un marcado incremento tanto en el porcentaje de agregados estables como en el  $C_{org}$  y en la repelencia al agua.

Las experiencias de calentamiento se realizaron sobre la fracción de suelo <10 mm en una mufla con programador de tiempo y velocidad de calentamiento. Se seleccionaron las temperaturas de 170, 220, 380 y 460°C en función de las reacciones térmicas más características observadas en los suelos mediante análisis térmico diferencial (Giovannini et al., 1988; Soto et al., 1991). La velocidad de calentamiento fue de 3°C min<sup>-1</sup> y el tiempo de permanencia de la muestra a la temperatura deseada de 30 min.

En las tablas 2, 3 y 4 y en las figuras 3, 4 y 5 se resumen los resultados obtenidos en el programa de calentamiento controlado con respecto a la composición granulométrica,  $C_{org}$ , repelencia al agua, distribución de agregados por tamaños, estabilidad al agua de los agregados y conductividad hidráulica para cada uno de los tres suelos analizados.

En la tabla 2 se puede observar que los porcentajes de arena y limo no varían significativamente con el aumento de la temperatura en ninguno de los tres suelos. No obstante, aunque estadísticamente no haya diferencias, los datos indican una tendencia hacia el incremento de la fracción arena con el aumento de la temperatura.

Este aumento de la arena se traduce en una disminución de la fracción arcilla, siendo esta disminución más pronunciada en el suelo que presenta una textura más fina (nº 24). Giovannini et al. (1988, 1990) al estudiar los efectos de la temperatura sobre distintos parámetros del suelo, tampoco encontraron modificaciones importantes en la composición granulométrica a 170°C, pero observaron que por encima de los 220°C la fracción arcilla decrece. Estos cambios son debidos a las fusiones térmicas de las partículas de arcilla por efecto de las altas temperaturas, incrementándose porcentualmente las partículas tamaño limo y arena, lo que se atribuye a las modificaciones térmicas que sufren aluminosilicatos y óxidos e hidróxidos de hierro.

Además, según este mismo autor, los suelos con texturas más finas son los que sufren cambios más pronunciados en el contenido en la fracción arcilla, lo que explicaría las mayores variaciones encontradas en los suelos nº 8 y 24 frente al suelo nº 7 de textura más gruesa.

Los contenidos de  $C_{org}$  de las muestras calentadas a distintas temperaturas se muestran en la tabla 3. Se aprecia que por debajo de 220°C no hay cambios significativos en el contenido en  $C_{org}$  en ninguno de los tres suelos estudiados, mientras que a 380°C y a 460°C los contenidos

Tabla 2. Composición granulométrica de los suelos calentados a distintas temperaturas (media  $\pm$  desviación estándar). Los valores para cada suelo dentro de una misma columna son significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) si las letras son diferentes.

Suelo	T (°C)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)
7	25	74 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	16 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	10 $\pm$ 1 <sup>a</sup>
	170	77 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	14 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	9 $\pm$ 1 <sup>a</sup>
	220	77 $\pm$ 5 <sup>a</sup>	14 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	9 $\pm$ 2 <sup>a</sup>
	380	75 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	16 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	9 $\pm$ 1 <sup>a</sup>
	460	75 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	17 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	8 $\pm$ 1 <sup>a</sup>
8	25	60 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	21 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	19 $\pm$ 2 <sup>a</sup>
	170	60 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	21 $\pm$ 0 <sup>a</sup>	19 $\pm$ 2 <sup>ab</sup>
	220	60 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	21 $\pm$ 0 <sup>a</sup>	19 $\pm$ 3 <sup>ab</sup>
	380	64 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	21 $\pm$ 1 <sup>a</sup>	15 $\pm$ 2 <sup>bc</sup>
	460	62 $\pm$ 4 <sup>a</sup>	24 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	14 $\pm$ 2 <sup>c</sup>
24	25	38 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	51 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	11 $\pm$ 1 <sup>a</sup>
	170	40 $\pm$ 3 <sup>a</sup>	49 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	11 $\pm$ 1 <sup>ab</sup>
	220	39 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	51 $\pm$ 2 <sup>a</sup>	10 $\pm$ 1 <sup>ab</sup>
	380	41 $\pm$ 5 <sup>a</sup>	50 $\pm$ 5 <sup>a</sup>	9 $\pm$ 1 <sup>b</sup>
	460	42 $\pm$ 5 <sup>a</sup>	52 $\pm$ 5 <sup>a</sup>	6 $\pm$ 1 <sup>c</sup>

Tabla 3. Contenido en  $C_{org}$  ( $g\ kg^{-1}$ ) de los suelos calentados a distintas temperaturas (media  $\pm$  desviación estándar). Los valores dentro de una misma columna son significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) si las letras son diferentes.

T (°C)	Suelo nº 7	Suelo nº 8	Suelo nº 24
25	53,1 $\pm$ 6,6 <sup>a</sup>	101,9 $\pm$ 3,2 <sup>a</sup>	87,7 $\pm$ 17,5 <sup>a</sup>
170	48,3 $\pm$ 10,4 <sup>a</sup>	103,1 $\pm$ 15,6 <sup>a</sup>	86,5 $\pm$ 18,8 <sup>a</sup>
220	52,3 $\pm$ 9,8 <sup>a</sup>	104,5 $\pm$ 11,1 <sup>a</sup>	72,6 $\pm$ 9,2 <sup>a</sup>
380	23,8 $\pm$ 1,9 <sup>b</sup>	25,5 $\pm$ 5,0 <sup>b</sup>	32,3 $\pm$ 2,5 <sup>b</sup>
460	4,5 $\pm$ 3,2 <sup>c</sup>	5,9 $\pm$ 1,1 <sup>c</sup>	15,0 $\pm$ 5,8 <sup>b</sup>

en  $C_{org}$  de los suelos experimentan una importante disminución con pérdidas de  $C_{org}$  con respecto al suelo control que oscilan entre el 55 y el 75 % a 380°C y entre el 83 y el 94 % a 460°C.

La tabla 4 presenta los valores de repelencia al agua (% de etanol) y las clases MED de los suelos calentados a distintas temperaturas. En los suelos de mayor repelencia inicial, nº 7 y 8, no se producen cambios con el calentamiento a 170°C, sin embargo el suelo nº 24 pasa de ser moderadamente hidrófobo a 25°C a muy fuertemente hidrófobo a 170°C. Entre 170 y 220°C se intensifica la repelencia al agua en los tres suelos aunque no se produce un cambio en la clase de repelencia que continúa siendo en los tres casos muy fuertemente hidrófobo. A 380 y 460°C ninguno de los tres suelos estudiados presenta repelencia al agua y éstos se vuelven hidrófilos.

Un estudio más detallado de la evolución de la repelencia al agua con el incremento de temperatura, en donde se calentaron los tres suelos a cuatro temperaturas intermedias: 105, 240, 260 y 280°C mostró que la mayor severidad de la repelencia se produce entre los 220 y los 240°C con valores en torno al 24 % de etanol, disminuye a 260°C y desaparece a 280°C en los tres suelos (Varela et al., 2005).

Tabla 4. Repelencia al agua (% etanol) de los suelos calentados a distintas temperaturas. Entre paréntesis se indican las clases de repelencia. Los valores dentro de una misma columna son significativamente diferentes ( $p < 0.05$ ) si las letras son diferentes.

T (°C)	Suelo nº 7	Suelo nº 8	Suelo nº 24
25	19,1 <sup>a</sup> (6)	21,8 <sup>a</sup> (6)	10,9 <sup>a</sup> (4)
170	20,8 <sup>a</sup> (6)	21,0 <sup>a</sup> (6)	21,4 <sup>b</sup> (6)
220	23,5 <sup>b</sup> (6)	23,0 <sup>a</sup> (6)	22,2 <sup>b</sup> (6)
380	0,0 <sup>c</sup> (1)	0,0 <sup>b</sup> (1)	0,0 <sup>c</sup> (1)
460	0,0 <sup>c</sup> (1)	0,0 <sup>b</sup> (1)	0,0 <sup>c</sup> (1)

Diferentes estudios de laboratorio han mostrado las relaciones de la repelencia al agua con la temperatura y la duración del calentamiento. Todos ellos coinciden en que la repelencia al agua se incrementa con el calentamiento del suelo hasta alcanzar un máximo de severidad, seguido por un brusco descenso hasta la total desaparición de la repelencia al agua entre 250-400°C (Savage, 1974; DeBano et al., 1976; DeBano, 1981; Doerr et al., 2004; García-Corona et al., 2004; Varela et al., 2005; Arcenegui et al., 2007). Doerr et al. (2004) observaron que el umbral de temperatura para que se produzca la desaparición de la repelencia al agua disminuye al aumentar el tiempo de calentamiento, situándose entre 300-350°C para un tiempo de calentamiento de 5 minutos y entre 250-290°C para un tiempo de calentamiento de 40 minutos.

Con el calentamiento del suelo no se aprecian cambios significativos en el DMP en los suelos nº 7 y 24 hasta la temperatura de 220°C tal como se muestra en la figura 3, sin embargo, en el suelo nº 8 la desagregación comienza a ser significativa a la temperatura de 170°C. Cuando la temperatura es más elevada (380 y 460°C) se produce una fuerte desagregación en los tres suelos.

Esta desagregación está directamente relacionada con las pérdidas de materia orgánica por combustión. Las correlaciones entre el DMP y el contenido en  $C_{org}$  muestran un coeficiente  $r = 0,88$ ,  $p < 0,01$  para el suelo nº 7;  $r = 0,70$ ,  $p < 0,01$  para el suelo nº 8 y  $r = 0,93$ ,  $p < 0,01$  para el suelo nº 24. Estos resultados confirman que el incremento de la temperatura favorece la fragmentación de los macroagregados en microagregados. La información que existe en la bibliografía sobre la desagregación por efecto de la temperatura es muy escasa, de todos modos estos resultados coinciden con los obtenidos por Soto et al. (1991) y Josa et al. (1994).

En la figura 4 se muestran los resultados obtenidos al aplicar el test de impacto de la gota en las muestras de suelo calentadas a las distintas temperaturas. Se observa que los suelos nº 7 y 24 experimentan un aumento significativo del porcentaje de agregados estables con el incremento de la temperatura hasta los 220°C, mientras que en el suelo nº 8 no hay diferencias significativas en el porcentaje de agregados estables en el rango de 25 a 220°C.

El incremento en la estabilidad de los agregados que se observa a las temperaturas de 170 y 220°C en los suelos nº 7 y 24 fue observado en estudios previos en otros suelos forestales de Galicia calentados a diferentes temperaturas (Díaz-Fierros et al., 1987; Soto et al., 1991) y se explicó en base a los estudios llevados a cabo por Almendros et al. (1984) quienes establecieron que la estabilidad y madurez de la materia orgánica alcanza su máximo entre 100 y 160°C. Sin embargo, otra explicación puede ser que los agregados ofrezcan una mayor resistencia al estallido como con-

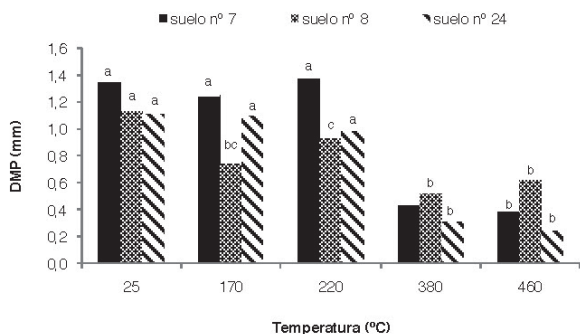


Figura 3. Diámetro Medio Ponderado (DMP) (mm) de los suelos calentados a distintas temperaturas. Los valores para un mismo suelo son significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) si las letras son diferentes.

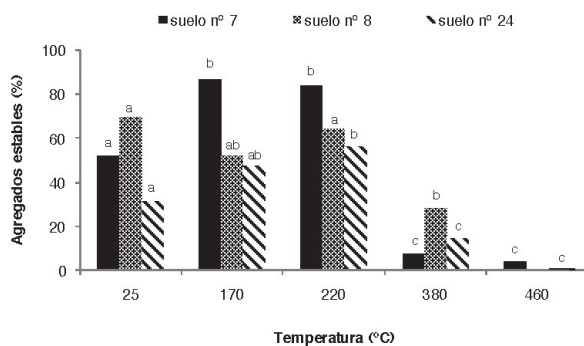


Figura 4. Porcentaje de agregados estables de los suelos calentados a distintas temperaturas. Los valores para un mismo suelo son significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) si las letras son diferentes.

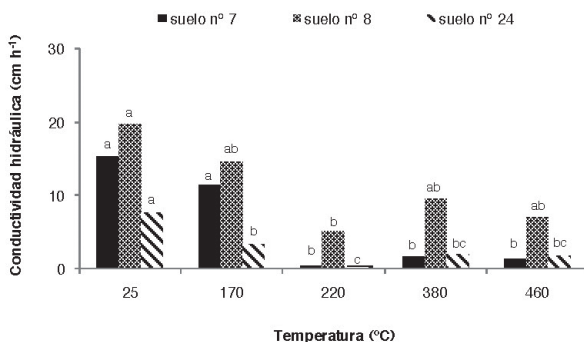


Figura 5. Conductividad hidráulica de los suelos calentados a distintas temperaturas. Los valores para un mismo suelo son significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ) si las letras son diferentes.

secuencia del aumento de la repelencia al agua que se produce al calentar los suelos a estas temperaturas. De hecho en el suelo nº 8 donde no se produce incremento de la repelencia entre 170 y 220°C tampoco se observa un aumento de la estabilidad de los agregados. Otros autores han encontrado también correlaciones positivas entre ambos parámetros (Chenu et al., 2000; Hallett et al., 2001; Mataix-Solera y Doerr, 2004; Arcenequi et al., 2008).

A las temperaturas de 380°C y 460°C se produce en los tres suelos una drástica reducción en la estabilidad de los agregados al agua, coincidiendo con las pérdidas por combustión de la materia orgánica.

Por último, la influencia de la temperatura en la conductividad hidráulica de los suelos vendría condicionada por los cambios que tienen lugar en la agregación y en la repelencia al agua. La conductividad hidráulica disminuye con el aumento de la temperatura hasta alcanzar los valores mínimos a 220°C y se mantiene muy baja a las temperaturas de 380 y 460°C (Figura 5).

A bajas temperaturas esa reducción es atribuida al incremento de la repelencia. A altas temperaturas, aunque la repelencia al agua desaparece por combustión de la materia orgánica, la disminución en el tamaño y en la estabilidad al agua de los agregados explicaría los bajos valores de conductividad hidráulica observados en los tres suelos estudiados.

La comparación entre los resultados obtenidos en el programa de calentamiento controlado en el labora-



Figura 6. Fragmento de suelo extraído de una zona forestal tras el paso de un incendio de elevada severidad (escala lateral en centímetros).

torio y los observados en los incendios no controlados nos permiten confirmar que el impacto de los incendios forestales en el comportamiento físico de los suelos opera sobre todo a través de sus efectos sobre la materia orgánica del suelo y resulta ser claramente dependiente de la severidad de los incendios (Varela et al., 2005; 2009).

En aquellas zonas en donde el contenido en  $C_{org}$  de los suelos quemados o no cambia substancialmente o aumenta con respecto al de los suelos no quemados (la mayoría de las zonas quemadas estudiadas) y que podrían considerarse, por tanto, incendios de baja severidad, la mayor parte

de las propiedades físicas no se ven prácticamente afectadas por el paso del fuego, excepto una ligera fragmentación de los macroagregados en microagregados, e incluso en algún caso se ven mejoradas, como por ejemplo la estabilidad de los agregados frente al impacto de las gotas de agua.

Sin embargo es importante señalar la fuerte repelencia al agua superficial que manifiestan los suelos tras fuegos poco intensos, lo cual se traduce en una fuerte reducción de la infiltración del agua en el suelo. La menor infiltración del agua, junto con la reducción de la protección del suelo por la cubierta vegetal, constituyen el principal impacto negativo de los incendios de baja a moderada intensidad en la degradación física de los suelos gallegos ya que suponen unas condiciones más favorables para la formación de flujos de escorrentía superficial y una aceleración de los procesos erosivos en las zonas quemadas. Este efecto se ve favorecido por el acentuado relieve y por la elevada erosividad de las lluvias en Galicia.

En aquellos incendios de mayor severidad, en donde se produce la combustión de la materia orgánica del suelo, la degradación física de los suelos se manifestaría de manera mucho más drástica, ya que la pérdida de la materia orgánica, principal agente cementante de los suelos forestales gallegos (Benito et al., 1989), favorece una fuerte desagregación del suelo y una pérdida de estabilidad al agua de los agregados. La repelencia al agua aunque disminuye en la superficie del suelo, se mantiene muy severa en la capa subsuperficial, proporcionando condiciones muy favorables para el desarrollo de flujos de escorrentía subsuperficial y del consiguiente arrastre de suelo.

En la figura 6 se muestra un fragmento de suelo extraído en una zona afectada por un incendio forestal severo en el que se observa una capa superficial ocre de alrededor de 3 cm en la que la combustión de la materia orgánica ha sido prácticamente total, una capa inferior de 6-10 cm de espesor en la que la materia orgánica se encuentra carbonizada y manifiesta una severa repelencia al agua y en la parte inferior, a profundidad superior a 10 cm, se encuentra el suelo con aspecto y características similares a las existentes antes del incendio.

## IMPLICACIONES DE LA MODIFICACIÓN DE LAS PROPIEDADES DEL SUELO EN LA ESCORRENTÍA Y EROSIÓN

Los procesos de degradación del suelo señalados anteriormente inducen una modificación importante de sus propiedades hidrológicas y consecuentemente una alteración de los flujos de agua en las zonas quemadas, viéndose principalmente favorecidos los flujos superficiales de agua. De este modo, es frecuente que las zonas quemadas presenten tasas de erosión significativamente superiores a las zonas no quemadas, debido principalmente al mayor volumen y velocidad de los flujos superficiales de agua. Además del incremento del volumen de escorrentía, como consecuencia de la alteración de las propiedades del suelo, en las zonas quemadas se genera un volumen importante de suelo desagregado susceptible de ser movilizado y arrastrado pendiente abajo.

En el proceso global de erosión descrito por Meyer y Wischmeier (1969), los incendios forestales afectan a la mayor parte de los subprocesos implicados (Figura 7) a través de la modificación de las propiedades del suelo y de la pérdida de la cubierta vegetal. Además, de forma específica, incrementan durante el paso del incendio la cantidad de suelo susceptible de ser arrastrado. Este hecho ha sido observado en estudios de erosión del suelo en zonas quemadas, en los que las mayores tasas de erosión son registradas durante los primeros eventos de lluvia después el incendio. Tras este periodo de elevadas tasas de erosión, aunque la recuperación de la cubierta vegetal haya sido escasa, la erosión del suelo se reduce sustancialmente debido a la disminución de la cantidad de suelo “desagregado” y por tanto la erosión del suelo se vuelve altamente dependiente de la magnitud de la erosividad de la lluvia y la erosionabilidad “natural” del suelo (Soto, 1993).

En la figura 8 se muestra el registro de erosión en una zona quemada por un incendio de alta intensidad y que debido a la elevada acumulación de biomasa, el fuego permaneció largo tiempo en la zona, provocando la combustión de la materia orgánica del suelo. Como puede observarse, las mayores pérdidas de suelo se producen durante los 6 meses posteriores al incendio disminuyendo posteriormente de forma notable. Este tipo de comportamiento es característico de incendios de elevada intensidad en los cuales se genera una importante cantidad de material fácilmente erosionable debido a la elevada cantidad de partículas liberadas por efecto directo del incendio.

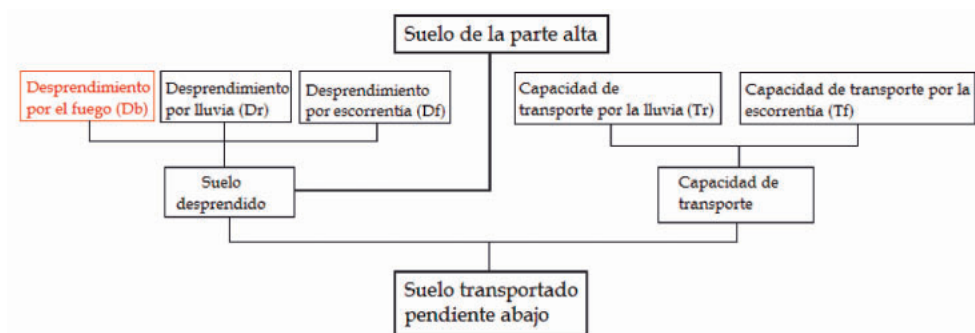


Figura 7. Esquema del proceso de erosión del suelo de Meyer y Wischmeier (1969) modificado mediante la inclusión de desprendimiento de suelo provocado por los incendios.

La desagregación del suelo y la generación de material “suelto” fácilmente arrastrable se produce durante el incendio por efecto de la onda de calor y por la combustión de la materia orgánica del suelo. La importancia de la desagregación durante el incendio depende de la temperatura alcanzada y del tiempo de permanencia de ésta. En general, la magnitud del proceso de desagregación del suelo suele ser inversamente proporcional a la velocidad de avance del fuego. Este proceso de desagregación del suelo por efecto directo de los incendios forestales no ha sido considerado dentro de los esquemas de los modelos de erosión. La mayor parte de estos modelos consideran la erosionabilidad del suelo en zonas forestales dependiente de sus propiedades físicas y químicas. En el modelo WEPP la erosionabilidad del suelo en áreas forestales es determinada mediante la expresión:

$$K_i = 1000 (1810 - 19,1 \textit{ sand} - 63,27 \textit{ orgmat} - 846 \Theta_e)$$

donde *sand* es el contenido de arena (0-1), *orgmat* es el contenido de materia orgánica (0-1) y *fc* es el contenido de agua volumétrico a 0,0033 MPa (m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>) (Flanagan y Nearing, 1995).

En la USLE, la erosionabilidad del suelo viene definida por la siguiente expresión:

$$K_{USLE} = \frac{0,00027 M^{1,14} (12 - OM) + 4,2 (C_{sollstr} - 2) + 3,2 (C_{perm} - 3)}{100}$$

donde  $M = (100 - \% \textit{ arcilla}) \times (\% \textit{ limo} + \% \textit{ arena muy fina})$ , *OM* es el contenido de materia orgánica (%), *C<sub>sollstr</sub>* es el código de estructura del suelo y *C<sub>perm</sub>* es el código de permeabilidad (Wischmeier y Smith, 1978).

Por tanto, la no inclusión de variaciones en la erosionabilidad a causa de los incendios forestales dificulta notablemente la determinación realista de la tasa de erosión en zonas quemadas y dificulta la aplicación de estos modelos a la predicción de la erosión por efecto de los incendios forestales. En cualquier caso, en modelos como la USLE, la liberación de partículas de suelo durante el incendio podría ser incluido dentro del factor de erosionabilidad del suelo. Básicamente las propiedades modificadas serían el contenido de materia orgánica, la estabilidad estructural y la permeabilidad. Sin embargo, la dificultad reside en que pequeños descensos del contenido de materia orgánica suelen generar importantes incrementos de la tasa de erosión pues están asociados a una tasa importante de desagregación del suelo y una pérdida de la calidad cementante de la materia orgánica remanente.

En la figura 9 se muestra la relación existente entre la tasa de erosión registrada y la estimada mediante el modelo WEPP durante diferentes eventos de lluvia en 4 parcelas experimentales de 4 x 20 m; 2 de ellas sometidas a quemas prescritas, 1 parcela control y una parcela control tras la quema accidental de la misma. Como se puede observar, existen diferentes eventos en los cuales los datos observados son claramente superiores a los estimados mediante el modelo WEPP. Este hecho es todavía más patente en la parcela quemada accidentalmente, en la cual la intensidad del fuego ha sido elevada. Por tanto, en general el modelo infravalora notablemente los datos reales. Las razones de estas diferencias pueden atribuirse al incremento de la erosio-



nabilidad del suelo con el incendio –la materia orgánica pasó del 4,3 % al 3,8 %– y a la existencia de una capa de suelo repelente al agua bajo la capa de suelo superficial afectado por las temperaturas más elevadas. Sin embargo, ese descenso del contenido de materia orgánica representa un insignificante aumento de la erosionabilidad del suelo.

En el modelo WEPP, el incremento de la erosionabilidad debido a ese descenso de la materia orgánica es insignificante, mientras que en el caso de la USLE el incremento de la erosionabilidad es del 10%. Si consideramos todos los aspectos relativos a la degradación de las propiedades señaladas anteriormente e incluidas en el cálculo de la erosionabilidad del suelo en la USLE –estructura y permeabilidad– y otorgándole las peores condiciones tras el incendio, el incremento de la erosionabilidad se sitúa entre el 20-25%. Sin embargo, el incremento de la erosión frente a la parcela no quemada fue de 22 veces, mientras que las quemaduras prescritas –quemadura de baja intensidad– el incremento frente a las parcelas control fue de 2,5 veces. Por tanto, aunque en ambos casos la cubierta vegetal tras el incendio fue totalmente quemada, los valores de erosión registrados difieren sustancialmente entre la quemadura prescrita y la quemadura accidental.

Otro de los fenómenos comentados anteriormente, y altamente relacionados con el comportamiento hidrológico y la erosión de las zonas quemadas, es la formación de una capa de suelo repelente al agua en las proximidades de la superficie del suelo. Aunque como se ha dicho, la magnificación de la repelencia al agua en suelos forestales se produce en el intervalo de temperatura entre 175°C y 250°C, en los suelos quemados es frecuente la formación de una capa de suelo de elevada hidrofobia bajo la superficie, incluso tras incendios en los que no se han alcanzado esas temperaturas en el suelo. Este hecho supone un problema importante a la hora de evaluar el comportamiento hidrológico de las zonas quemadas e incrementa todavía más las dificultades de evaluar la erosión en estas zonas.

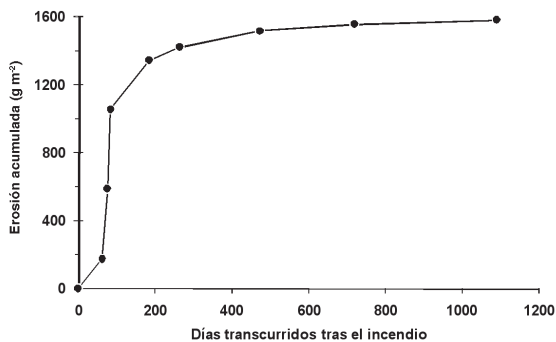


Figura 8. Pérdida de suelo registrada en una parcela experimental quemada de 4 x 20 m tras un incendio de elevada intensidad (Soto, 1993).

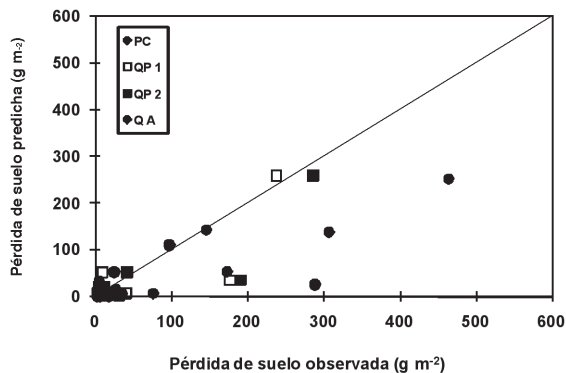


Figura 9. Relación entre la tasa de erosión registrada y estimada por el modelo WEPP durante diferentes eventos en 4 parcelas experimentales: una parcela control (PC), 2 parcelas sometidas a una quemadura prescrita (QP 1 y QP 2) y parcela control quemada accidentalmente (QA).

La problemática asociada a la modelización del comportamiento hidrológico de zonas quemadas con suelos que manifiestan temporalmente repelencia al agua reside en el proceso de generación de escorrentía. Los modelos tradicionales de generación de escorrentía trabajan bajo el principio de que la tasa de infiltración es mayor cuanto menor es la humedad del suelo. Sin embargo este principio no es extensible a este tipo de suelos en los que se ha observado que en situaciones de baja humedad del suelo, el volumen de escorrentía es muy superior al esperado mediante la aplicación de modelos hidrológicos.

En el caso del modelo WEPP, la escorrentía superficial es calculada mediante la ecuación de Green-Ampt, en la cual el potencial de succión del frente de humectación aumenta a medida que el suelo está más seco y por tanto es mayor la tasa de infiltración. A consecuencia de este comportamiento diferenciado de los suelos que presentan distintos grados de repelencia o que ésta se pone de manifiesto bajo la acción de los incendios forestales, la aplicación de cualquier modelo hidrológico provoca una infraestimación de los volúmenes de escorrentía. En la figura 10 se ha representado los volúmenes de escorrentía observados en las parcelas experimentales comentadas anteriormente y los volúmenes obtenidos mediante el modelo WEPP. Como se puede observar, la parcela afectada por una quema accidental (Figura 10A) registra un número importante de eventos en los cuales las estimaciones del modelo WEPP suponen la no generación de escorrentía pero en los que sí se registraron volúmenes apreciables. Este mismo hecho también se registró en el resto de las parcelas debido a la importante repelencia al agua que manifiesta este suelo, incluso en la parcela control no sometida a quema.

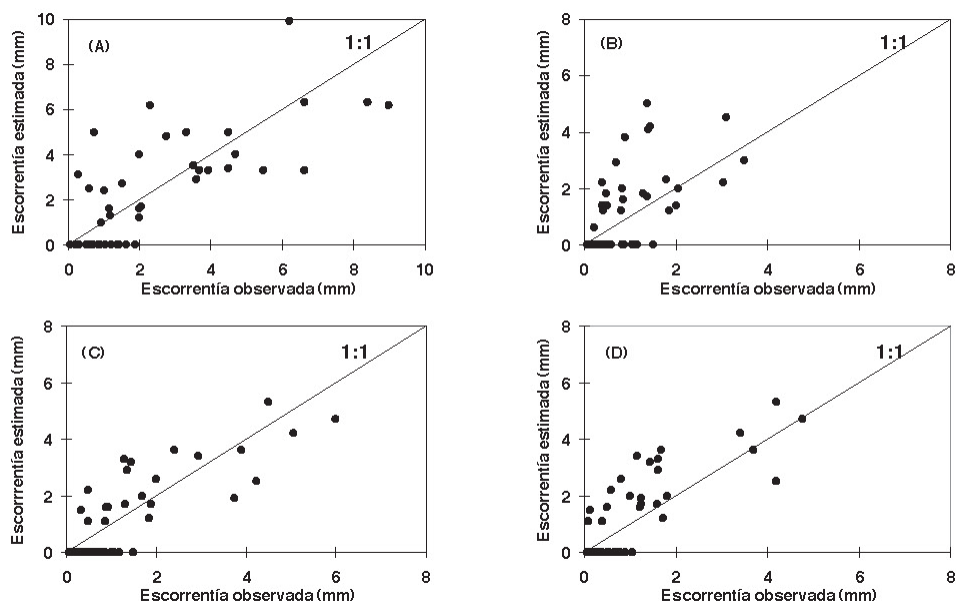


Figura 10. Volúmenes de escorrentía observados y estimados mediante el modelo WEPP en 4 parcelas de 4 x 20 m sometidas a una quema accidental (A), una parcela no quemada (B) y dos parcelas sometidas a quemas prescritas (C) y (D).

Los fenómenos comentados anteriormente, la desagregación del suelo por la onda de calor y el incremento de la repelencia al agua tras los incendios forestales, suponen dos procesos muy vinculados a los incendios forestales que dificultan la aplicación de modelos hidrológicos y erosivos en zonas quemadas. Teniendo en cuenta que el efecto de los incendios sobre la estructura del suelo y la repelencia al agua es altamente dependiente de la temperatura alcanzada, es necesario profundizar en el conocimiento de los mecanismos y procesos que ocurren en el suelo durante la exposición a altas temperaturas.

Los estudios de laboratorio permiten evaluar de forma concreta el comportamiento de los componentes del suelo a las altas temperaturas y por tanto buscar relaciones que permitan determinar la respuesta del suelo tras el incendio. La inclusión de estos aspectos en la estructura de los modelos hidrológicos y de erosión permitirá aumentar la fiabilidad de sus predicciones para zonas quemadas y por tanto resultará más asequible diseñar medidas de protección frente a la erosión y de mejora del comportamiento hidrológico de las zonas quemadas.

## AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado por la Xunta de Galicia, proyectos PGIDIT99PXI30101A y PGIDIT02RFO30101PR y por el Ministerio de Ciencia e Innovación, proyecto AGL2008-01399/FOR.

## REFERENCIAS

- Almendros, G., Polo, A., Ibáñez, J.J. y Lobo, M.C. 1984. Contribución al estudio de la influencia de los incendios forestales en las características de la materia orgánica del suelo. I. Transformaciones del humus por ignición en condiciones controladas de laboratorio. *Révue d'Ecologie et Biologie du Sol*, 8, 79-86.
- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mayoral, A.M. y Morales, J. 2007. Factors controlling the water repellency induced by fire in calcareous Mediterranean forest soils. *European Journal of Soil Science*, 58, 1254-1259.
- Arcenegui, V., Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Zornoza, R., Mataix-Beneyto, J. y García-Orenes, F. 2008. Immediate effects of wildfires on water repellency and aggregate stability in Mediterranean calcareous soils. *Catena*, 74, 219-226.
- Bará, S. y Vega, J.A. 1983. Efectos de los incendios forestales en los suelos del N.O. de España. Publicación del Departamento Forestal de las Zonas Húmedas. Lourizán, Pontevedra, CRIDA - INIA.
- Benito, E. y Díaz-Fierros, F. 1989. Estudio de los principales factores que intervienen en la estabilidad estructural de los suelos de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología* 48, 229-253.
- Boix Fayos, C. 1997. The roles of texture and structure in the water retention capacity of burnt Mediterranean soils with varying rainfall. *Catena*, 31, 219-236.
- Carballas, T. 2007. Los incendios forestales, un desastre ecológico y económico. En: *Voz Natura*, 10 años de compromiso medioambiental. Ed. Fundación Santiago Rey Fernández-Latorre. A Coruña.
- Cerdá, A. y Doerr, S.H. 2005. Influence of vegetation on soil hydrology and erodibility following fire: an 11-year investigation. *International Journal of Wildland Fire*, 14, 423-437.
- Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L. y Williams, D. 1983. *Fire in forestry. Vol 1: Forest fire behaviour and effects*. John Wiley & Sons, New York.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y. y Arrouays, D. 2000. Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1479-1486.
- DeBano, L.F. y Krammes, J.S., 1966. Water repellent soils and their relation to wildfire temperatures. *Int. Assoc. Hydrol. Sci.* 2, 14-19.
- DeBano, L.F., Savage, S.M. y Hamilton, D.A. 1976. The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Science Society of America Proceedings*, 40, 779-782.

- DeBano, L.F. 1981. Water repellent soils: a state-of-the-art. U.S.D.A. Forest Service. Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station. General Technical Report PSW-46. California 21.
- DeBano, L.F. 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology*, 231-232, 195-206.
- Díaz-Fierros, F., Benito, E. y Pérez, R. 1987. Evaluation of the U.S.L.E. for prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (NW Spain). *Catena*, 14, 189-199.
- Díaz-Fierros, F., Benito, E. y Soto, B. 1994. Action of forest fires on vegetation cover and soil erodibility. En: *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires* (M. Sala y J.L. Rubio, eds.). Geoforma Ediciones, Logroño, 163-176.
- Díaz-Fierros F. 2006. Efectos ecológicos dos incendios forestais. En: *Os incendios forestais en Galicia* (F. Diaz-Fierros y P. Baamonde). Consello da Cultura Galega, Santiago de Compostela, 327pp.
- Doerr, S.H. 1998. On standardising the “water drop penetration time” and the “molarity of an ethanol droplet” techniques to classify soil water repellency: a case study using medium textured soils. *Earth Surface Processes and Landforms*, 23, 663-668.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. y Walsh, R.P.D. 1998. Spatial variability of soil water repellency in fire-prone eucalyptus and pine forest, Portugal. *Soil Science*, 163, 313-324.
- Doerr, S.H., Shakesby, R.A. y Walsh, R.P.D. 2000. Soil water repellency: its causes, characteristics and hydrogeomorphological consequences. *Earth-Science Reviews*, 51, 33-65.
- Doerr, S.H., Blake, W.H., Shakesby, R.A., Stagnitti, F., Vuurens, S.H., Humphreys, G.S. y Wallbrink, P. 2004. Heating effects on water repellency in Australian eucalypt forest soils and their value in estimating wildfire soil temperatures. *International Journal of Wildland Fire*, 13, 157-163.
- Fernández, I., Cabaneiro, A. y Carballas, T. 1997. Organic matter changes immediately after a wildfire in an Atlantic forest soil and comparison with laboratory soil heating. *Soil Biology and Biochemistry*, 29, 1-11.
- Flanagan, D.C. y Nearing, M.A. 1995. USDA-Water Erosion Prediction Project (WEPP), Technical Documentation. NSERL Report Nº 10. US Department of Agriculture, Washington, DC.
- Franco, C.M.M., Clarke, P.J., Tate, M.E. y Oades, J.M. 2000. Hydrophobic properties and chemical characterization of natural water-repellent materials in Australian sands. *Journal of Hydrology* 231-232, 47-58.
- García-Corona, R., Benito, E., de Blas, E. y Varela, M.E. 2004. Effects of heating on some soil physical properties related to its hydrological behaviour in two north-western Spanish soils. *International Journal of Wildland Fire*, 13, 195-199.
- Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1983. Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates. *Soil Science*, 136, 231-236.
- Giovannini G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1988. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science*, 146: 255-262.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1990. Effect of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science*, 149, 344-350.
- Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science*, 162, 479-486.
- Hallett, P.D., Baumgartl, T. y Young, I.M. 2001. Subcritical water repellency of aggregates under a range of soil management practices. *Soil Science Society of America Journal* 65, 184-190.
- Huffman, E.L., MacDonald, L.H. y Stednick, J.D. 2001. Strength and persistence of fire-induced soil hydrophobicity under ponderosa and lodgepole pine, Colorado Front Range. *Hydrological Processes*, 15, 2877-2892.
- Hungerford, R.D., Harrington, M.G., Frandsen, W.H., Ryan R.C. y Niehoff, J.G. 1990. Influence of fire on factors that affect site productivity. En: *Symposium on Management and Productivity of Western-Montana Forest Soils*, Boise.
- Ibáñez, J., Lobo, M.C., Almendros, G. y Polo, A. 1983. Impacto del fuego sobre algunos ecosistemas edáficos de clima mediterráneo continental de la zona centro de España. *Boletín de la Estación Central de Ecología*, 24, 27-42.
- Josá, R., Arias, X. y Solé, A. 1994. Effects of slashburning on some soil physical properties in an olm-oak coppice. En: M. Sala y J.L. Rubio (Eds.), *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*. Geoforma Ediciones, Logroño, pp. 29-42.
- Kemper, W.D. y Rosenau, R.C. 1986. Aggregate stability and size distribution. En: *Methods of Soil Analysis. Part 1. Physical and mineralogical methods*. (A. Klute *et al.* eds.). American Society of Agronomy, Madison, WI, 425-442.

- King, P.M. 1981. Comparison of methods for measuring severity of water repellence of sandy soils and assessment of some factors that affect its measurement. *Australian Journal of Soil Research* 19, 275-285.
- Low, A.J. 1954. The study of soil structure in the field and the laboratory. *Journal of Soil Science*, 5, 57-74.
- Ludwig, B., Khanna, P.K.; Raison, R.J. y Jacobsen, K.L. 1998. Modelling cation composition of soil extracts under ashbeds following and intense slashfire in a eucalypt forest. *Forest Ecology and Management*, 103, 9-20.
- Mataix-Solera, J. y Guerrero, C. 2007. Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. En: J. Mataix-Solera (Ed.), *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante.
- Mataix-Solera, J, Gómez, I., Navarro-Pedreño, J., Guerrero, C. y Moral, R. 2002. Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire*, 11, 107-114.
- Mataix-Solera, J. y Doerr, S.H. 2004. Hydrophobicity and aggregates stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forest in southeastern Spain. *Geoderma*, 118: 77-88.
- Meyer, L.D. y Wischmeier, W.H. 1969. Mathematical simulation of the process of soil erosion by water. *Transactions American Society Agricultural Engineers* 12, 754-758.
- Oades, J.M. 1993. The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma*, 56, 377-400.
- Raison, R.J. 1979. Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review. *Plant and Soil*, 51, 73-108.
- Rashid, G.H. 1987. Effects of fire on soil carbon and nitrogen in a Mediterranean oak forest of Algeria. *Plant and Soil*, 103, 89-93.
- Savage, S.M. 1974. Mechanism of fire-induced water repellency in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 38, 652-657.
- Shakesby, R.A., Wallbrink, P.J., Doerr, S.H., English, P.M., Chafer, C.J., Humphreys, G.S., Blake, W.H. y Tomkins, K.M. 2007. Distinctiveness of wildfire effects on soil erosion in south-east Australian eucalypt forests assessed in a global context. *Forest Ecology and Management*, 238, 347-364.
- Shakesby, R.A., Doerr, S.H. y Walsh, R.P.D. 2000. The erosional impact of soil hydrophobicity: current problems and future research directions. *Journal of Hydrology*, 231-232, 178-191.
- Shakesby, R.A. y Doerr, S.H., 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth Science Reviews*, 74, 269-307.
- Soto, B., Benito, E. y Díaz-Fierros, F. 1991. Heat-induced degradation processes in forest soils. *International Journal of Wildland Fire*, 1-3, 147-152.
- Soto, B. y Díaz-Fierros, F. 1997. Runoff and soil erosion from areas of burnt scrub: a comparison of experimental results with those predicted by the WEPP model. *Catena*, 31, 257-270.
- Soto, B. 1993. Influencia de los incendios forestales en la fertilidad y erosionabilidad de los suelos de Galicia. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago.
- Stromgaard P. 1992. Immediate and long term effects of fire and ash-fertilization on a Zambian miombo woodland soil. *Agricultural Ecosystem Environmental*, 41, 19-37.
- Ternan, J.L. y Neller, R. 1999. The erodibility of soils beneath wildfire prone grasslands in the humid tropics, Hong Kong. *Catena*, 36, 49-64.
- Trabaud, L. 1983. The effects of different fire regimes on soil nutrient levels in *Quercus coccifera* Garrigue. En Kruger, J., Mitchell, D.T., y Jarvis, J.U.M (Eds.): *Mediterranean-type ecosystems. The role of nutrients* F Springer-Verlag, Berlin, pp. 233-242.
- Varela, M.E., Benito, E. y de Blas, E. 2005. Impact of wildfires on surface water repellency in soils of NW Spain. *Hydrological Processes*, 19, 3649-3657.
- Varela, M.E., Benito, E. y Keizer, J. 2009. Wildfire effects on soil erodibility of woodlands in NW Spain. *Land Degradation & Development* (in press).
- Vega Hidalgo et al., 1982. Erosión en montes incendiados: un caso de estudio. *Jornadas Técnicas Prevención de Incendios Forestales*. Lourizán, Pontevedra.
- Vega, J.A., Fernández, C. y Fonturbel T. 2005. Throughfall, runoff and soil erosion after prescribed burning in gorse shrubland in Galicia (NW Spain). *Land Degradation & Development*, 15, 1-15.
- Wischmeier, W.C. y Smith, D.D. 1978. Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. *Agricultural Handbook No. 537*. US Department of Agriculture, Washington, DC.