

## EFFECTOS DE LA QUEMA CONTROLADA SOBRE MATORRAL EN LA EROSIÓN HÍDRICA, EL VALOR PASTORAL Y LAS PROPIEDADES DEL SUELO A LARGO PLAZO

E. AFIF KHOURI, J. A. OLIVEIRA PRENDES

Universidad de Oviedo. Departamento de Biología de Organismos y Sistemas. Escuela Universitaria de Ingenierías Técnicas – Campus de Mieres. Calle Gonzalo Gutiérrez de Quirós s/n. 33600 Mieres - Asturias (España). elias@uniovi.es

**Abstract.** The soil losses by laminar erosion and the edaphic factors have been evaluated in a sloping segment of 2,68 ha of the “Tuña” woodland municipality of Tineo, affected for descending controlled burns of Erica and Ulex with a yield of 1,5 ha h<sup>-1</sup>. They were measured soil losses of 9,18, 18,84 and 11,82 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> before burning, to the 12 and 24 months respectively, showing the minimum influence of the prescribed fire in the hydrological answer. The soil alterations to the 6, 12, 18 and 24 months, took place to 0-2, 2-5 and 5-10 cm of depth, showing the existence of an increment of the soil fertility. To the 6 and 12 months of the fire, clay fraction increased and sand it diminished and vice versa to the 18 months of the controlled burns. The pastoral value increased 37% to the 12 months of the burns, observing from there, a light decrease. The long term increase of fertility after the fire it could be taken advantage of by the vegetal cover result of the burned vegetation regrowth.

**Key words:** biodiversity, prescribed fire, soil analysis, soil degradation, USLE model.

**Resumen.** Se evaluaron cuantitativamente las pérdidas de suelo por erosión laminar analizando los seis factores que componen la USLE y las propiedades edáficas en un segmento de pendiente de 2,68 ha del “monte Tuña”, municipio de Tineo, afectado por quema controlada a hecho descendente de Erica y Ulex con un rendimiento de 1,5 ha h<sup>-1</sup>. Se midieron pérdidas de suelo de 9,18, 18,84 y 11,82 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> antes de la quema, a los 12 y 24 meses respectivamente, demostrando la mínima influencia del fuego prescrito en la respuesta hidrológica. Las alteraciones en el suelo a los 6, 12, 18 y 24 meses después de la quema, se produjeron a 0-2, 2-5 y 5-10 cm de profundidad, demostrando la existencia de un incremento de la fertilidad de los suelos quemados. A los 6 y 12 meses del fuego hubo un aumento de la fracción arcilla y una disminución de la fracción arena y viceversa al cabo de 18 meses de la quema. El valor pastoral aumentó 37% a los 12 meses de la quema, observando a partir de allí, una leve disminución. El aumento de fertilidad a largo plazo podría ser aprovechado por la cubierta vegetal resultado de la brotación de la vegetación quemada.

**Palabras clave:** análisis de suelo, biodiversidad, degradación de suelo, fuego prescrito, modelo USLE.

## INTRODUCCIÓN

Con una quema adecuadamente planificada se alcanzan varios objetivos: reducir la materia combustible peligrosa; estimular el crecimiento de pastos de interés ganadero y proveer rebrotes nutritivos para el ganado; contribuir al control de plagas y enfermedades y a la preparación del suelo para sembrar o plantar. Sin embargo, las quemas controladas evidencian, casi siempre, un incremento de material susceptible de ser erosionado a causa de la desestructuración del suelo y una mayor circulación superficial del agua debido a la eliminación de la cubierta vegetal (Inbar *et al.*, 1998).

La erosión del suelo por escurrimiento hídrico, cuyo origen está en la acción del agua sobre una superficie desprovista de cobertura vegetal, es quizás el proceso más importante en la degradación del suelo, dado que es irreversible y generalmente de gran magnitud (Díaz-Fierros *et al.*, 1990; Rubio *et al.*, 1997; Andreu *et al.*, 2001). Para la estimación cuantitativa de la erosión se han desarrollado modelos empíricos destacados por su amplia utilización, de ellos el más usado ha sido el de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE), especialmente adaptado para evaluar las pérdidas de suelo por erosión laminar y surcos (Díaz-Fierros *et al.*, 1987). Su bondad depende del rigor con que los seis factores que componen la ecuación, reproduzcan las condiciones del medio al interpretar los mecanismos erosivos por sus causas y efectos. El fundamento del modelo está suficientemente documentado en los estudios originales de Wischmeier y Smith (1978) que comprobaron, al contrastar una base de datos de 2300 parcelas, que USLE daba predicciones de pérdidas medias anuales con un error de  $\pm 5 \text{ t ha}^{-1}$ , en el 84% de los casos en que se aplicó, y también en estudios posteriores, que dan cuenta de este modelo (Moreira, 1991; Almorox *et al.*, 1994).

Numerosos investigadores asumen que el

fuego hace que se incrementen las tasas de escorrentía y las pérdidas de sedimentos (Giovannini y Lucchesi, 1991; Andreu *et al.*, 1994; Rubio *et al.*, 1997; Inbar *et al.*, 1998). Díaz-Fierros *et al.* (1982) estimaron la erosión hídrica en 16 zonas afectadas por incendios forestales en Galicia, dando valores de 30 a 170  $\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , superándose el nivel máximo para una erosión tolerable de 12  $\text{t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  según la Fao-Pnuma-Unesco (1981). De Luis *et al.* (2003) analizaron los efectos combinados de la lluvia torrencial y los incendios forestales en una comunidad arbustiva con formación de matorral dominado por *Ulex parviflorus* mediante quemas controladas y simulación de lluvia torrencial, mostrando que tras el fuego la erosión aumenta de manera notable respecto al suelo no quemado (valores entre 300 y 8420  $\text{Mg ha}^{-1}$ ), dando una relación del sedimento producido entre parcelas quemadas y no quemadas de 7:1, 14:1 y 423:1, dependiendo de la severidad del fuego, definida por Rowe (1983) como el grado de materia orgánica consumida por el fuego y la temperatura alcanzada. Estos valores concuerdan con los obtenidos en comunidades semejantes con elevado riesgo de incendio por Carreira y Niell (1995) y Soto *et al.* (1997), quienes encontraron incrementos de erosión de 13 y 16% entre suelos quemados y no quemados, mostrando que la cubierta vegetal es sumamente efectiva en el control de la erosión del suelo.

Otros autores sugieren que, a pesar de que ciertamente la escorrentía y los sedimentos pueden incrementarse tras las quemas controladas, el conjunto de pérdidas es muy pequeño en comparación con las generadas por otro tipo de perturbaciones y por tanto la influencia del fuego prescrito en la respuesta hidrológica puede ser considerada insignificante (Kutiel e Inbar, 1993; Kutiel, 1994), o solamente manifiesta sus efectos en los momentos inmediatos al fuego (Díaz-Fierros *et al.*, 1990). Martínez (2001) señala que si se compara la quema controlada con la preparación de terreno

con maquinaria pesada, el efecto erosivo de ésta es muy superior al que produce el fuego.

Existe un gran volumen de información sobre el uso de las quemadas controladas con finalidad preventiva y medioambiental, pero aún no están lo suficientemente estudiados los efectos de las temperaturas extremas que se generan durante el proceso de quema sobre las propiedades de los suelos a largo plazo, teniendo en cuenta que las consecuencias positivas o negativas del fuego dependen, sobre todo, del tipo de suelo y su contenido de humedad, de la intensidad, extensión y duración de la quema, de la cantidad de material vegetal consumido y de las condiciones climáticas tras el incendio (Chandler *et al.*, 1983; Sanroque *et al.*, 1985; Marcos *et al.*, 1999).

El interés del estudio de las propiedades físicas y químicas de los suelos forestales afectados por el fuego reside fundamentalmente en valorar la disponibilidad de nutrientes, básicamente los elementos esenciales, en relación con el estado de humedad del suelo, así como la pérdida de materia orgánica, los cambios en la textura del suelo y el incremento de escorrentía, que lleva como resultado una mayor erosión (Giovannini, 1994; Úbeda, 2001). Otro aspecto a considerar es que la temperatura alcanzada en un incendio tiene mayor consecuencia en los primeros cinco centímetros del suelo, siendo los efectos diferentes a mayor profundidad (Luchéis *et al.*, 1994).

El fuego, a veces enemigo, a veces amigo, en cualquier caso, siempre repercute sobre los recursos naturales existentes en cualquier ecosistema. Es esencial, por consiguiente, tener en cuenta su efecto probable a largo plazo al formular planes y programas de desarrollo forestal. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo es estudiar la repercusión de la quema controlada de matorral sobre un suelo asturiano, en aspectos relacionados tanto con el grado de erosión hídrica del modelo USLE, mostrando el nivel erosivo en ausencia de vegetación que nos sitúa en el caso más desfavorable, como el

cambio que experimenta el valor pastoral y algunas de las propiedades del suelo tras la quema.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La zona de estudio, el monte comunal denominado "monte Tuña", se encuentra situada en el municipio de Tineo (Fig. 1), provincia de Asturias (U.T.M.: 29 X712669; Y4790512), a una altitud de 970 m, siendo la cota más baja 910 m. El suelo se ha desarrollado sobre areniscas feldespáticas (Instituto Geológico y Minero de España, 1977) y se clasifica como Cambisol dístico (WRB, 2006), presentando un horizonte Ah de 0,18 m de profundidad, fuertemente ácido con abundante materia orgánica.

La vegetación está formada por *Erica australis* y *Ulex europaeus* (60:40) en la parte baja de la ladera, y por *Erica arborea* y *Ulex europaeus* (75:25) en la zona alta. Las gramíneas, sobre todo *Agrostis sp.pl.* y otras especies pratenses, como *Daboecia cantábrica*, ocupan los claros que dejan las formaciones arbustivas. El uso del monte es el pastoreo de ganado bovino y equino, en forma mancomunada. El clima de la zona es de tipo atlántico (europeo) según Rivas-Martínez *et al.* (1987). La precipitación y la ETP media anual es de 1131 y 667 mm respectivamente. La temperatura media anual de 12,3 °C. La orientación de la zona es NE, con una pendiente del 46,7%.

Para la estimación de la pérdida de suelo por erosión hídrica, en un segmento de pendiente antes de la quema, a los 12 y 24 meses, se utilizó el modelo USLE, descrito por Wischmeier y Smith (1978), como herramienta básica más difundida, aceptada y empleada en la mayoría de los trabajos de estimación de pérdida de suelo (Almorox *et al.*, 1994; Honorato *et al.*, 2001). El modelo basa sus pronósticos de pérdida de suelo en función de seis parámetros:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P$$

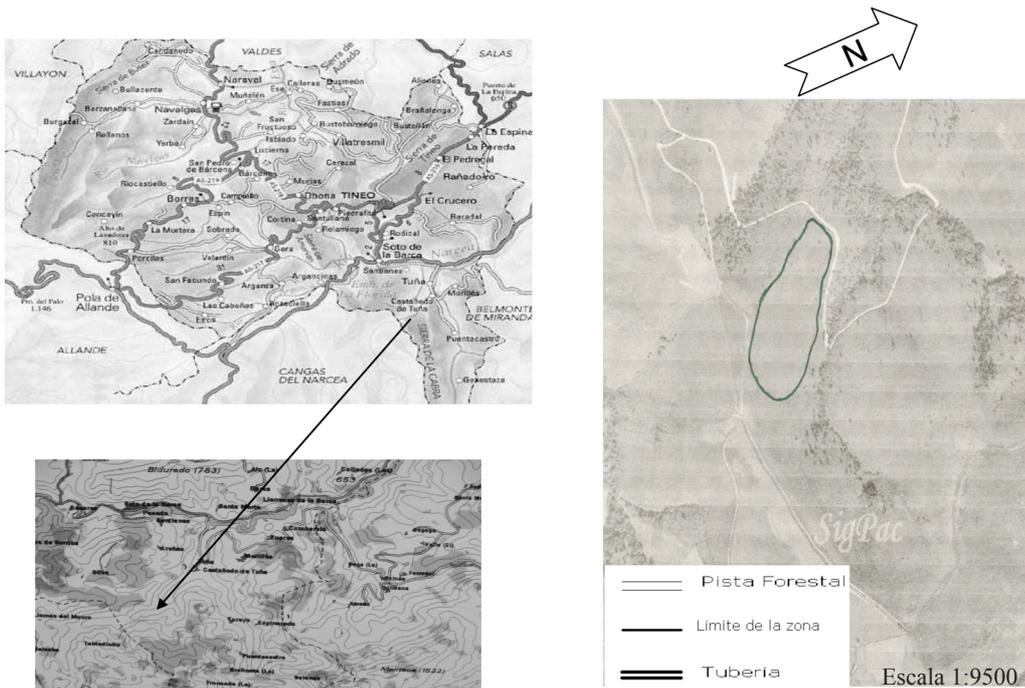


FIGURA 1. Mapa de localización del área quemada en el monte Tuña, municipio de Tineo, Asturias.

Donde A: pérdida de suelo ( $t\ ha^{-1}\ año^{-1}$ ); R: erosividad de las precipitaciones ( $j\ m^{-2}\ cm\ hora^{-1}$ ); K: erosionabilidad del suelo ( $t\ m^2\ hora\ ha^{-1}\ j^{-1}\ cm^{-1}$ ); L: longitud de la ladera (m); S: pendiente de la ladera (%); C: cultivo y manejo del suelo (adimensional) y P: prácticas de conservación del suelo (adimensional).

El factor R ha sido estimado a partir del mapa de erosión publicada por el ICONA (1988), a escala 1:1.000.000. El valor K fue obtenido a partir de la propuesta de Wischmeier y Smith (1978), en función de los datos edáficos:

$$K = 10^{-6} \times 2,71M^{1,14}(12 - a) + 0,042(b - 2) + 0,0323(c - 3)$$

Donde M = (% limo + % arena muy fina) × (100 - % arcilla); a = % de materia orgánica; b = código de estructura (granular muy fina = 1; granular fino = 2; granular grueso a medio = 3; blocosa, laminar, masiva = 4); c = código de permeabilidad (rápida = 1; moderadamente rápida = 2; moderada = 3; lenta a moderada = 4;

lenta = 5; muy lenta = 6). En la zona de estudio se asignó un valor de 3 para la estructura y para la permeabilidad valores de 3 y 4 antes y después de la quema respectivamente, considerando el caso más desfavorable, pues una temperatura mayor de 300 °C deteriora la estabilidad de los agregados por la destrucción de la materia orgánica y las arcillas minerales resultando una reducción de la porosidad y un aumento de la escorrentía (Giovannini y Lucchesi, 1991; Cerdá, 1998; Andreu *et al.*, 2001).

Al factor C se le asignó el valor proporcionado por el Mapa de Estados Erosivos de la Cuenca Hidrográfica del Norte a escala 1:400.000 (Ministerio de Medio Ambiente, 1987). El factor topográfico LS fue calculado utilizando la ecuación empírica de Wischmeier (1976) citado por López-Cadenas (1998), formulada para laderas de pendiente uniforme y con igual tipo de suelo y vegetación en toda su

longitud, y definida por la expresión:

$$LS = \left[ \frac{\lambda}{22,1} \right]^m \left[ \frac{0,43 + 0,30s + 0,043s^2}{6,613} \right]$$

en la que:  $\lambda$  = longitud de la ladera expresada en metros,  $m$  = exponente influenciado principalmente por la interacción entre la longitud del declive y la pendiente y  $s$  = pendiente en %.

Hart (1984) y Moore y Burst (1986) señalan que el efecto de la pendiente es sobrestimado por la USLE en laderas pronunciadas, por lo que es recomendable aplicar la modificación propuesta por Mc.Cool *et al.* (1989):

se evalúa el factor  $L = \left[ \frac{\lambda}{22,1} \right]^m$ , con  $m = \frac{B}{1+B}$

siendo  $B$  el cociente entre la erosión en regueros y la erosión entre regueros que se producen en la parcela, según la expresión:

$$B = \frac{\text{sen}\phi/0,0896}{3(\text{sen}\phi)^{0,8} + 0,56}$$

En cuanto a  $S$ :  $S = 16,8\text{sen}\phi - 0,5$

siendo  $\phi$  el ángulo de la pendiente.

El "monte Tuña" tiene una superficie de 10 ha, de las cuales se quemaron 2,68 ha, el 15 de diciembre de 2004 con un fuego prescrito de matorral realizado por 6 bomberos de Tineo y Cangas del Narcea con la presencia de un guarda forestal y dos técnicos del equipo de prevención de incendios forestales (EPRIF) de Asturias. La quema fue a hecho con viento y ladera en contra (quema descendente), alcanzando un rendimiento de 1,5 ha h<sup>-1</sup> bajo las siguientes condiciones: velocidad y dirección del viento (0,5 km h<sup>-1</sup>, N), humedad relativa 50%, temperatura 12,6 °C, humedad de combustible fino muerto 10% y suelo húmedo. En la parcela asegurada perimetralmente por las fajas desbrozadas, la pista y cortafuegos, iniciaron la quema con dos antorchas en la parte alta de la parcela desde el centro hacia los bordes siguiendo la línea del cortafuego, avanzando posteriormente ladera abajo con el fin de asegurar los flancos. Finalmente, incendiaron tres fajas por curva de nivel a distintas alturas, rea-

lizando la última de ellas en la parte más baja de la parcela.

El muestreo de suelo en la zona afectada se realizó una hora antes de la quema, a los 6, 12, 18 y 24 meses a 0-2, 2-5 y 5-10 cm de profundidad, por ser los más afectados por el fuego y donde se producen los principales cambios (Luchéis *et al.*, 1994; Marcos *et al.*, 1999; Úbeda, 2001). Las muestras se tomaron con la ayuda de una sonda holandesa en un recorrido zig-zag, evitando los límites de la parcela, con el fin de tener una muestra representativa compuesta por la homogenización de 15 muestras simples de unos 100 g cada una de ellas para cada profundidad. Las muestras de suelo se secaron al aire a temperatura ambiente, se desmenuzaron, trituraron suavemente y se hicieron pasar por un tamiz de 2 mm de luz de malla circular para quitar los elementos gruesos. En ellas se determinó la textura según el método de la pipeta usando hexametáfosfato sódico más Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> como dispersante; el pH potenciométricamente en una suspensión suelo:agua 1:2,5; sales solubles en el extracto 1:5; bases extraíbles, con CINH<sub>4</sub> 1 N, por absorción atómica; nitrógeno total por el método Kjeldahl (Bremmer y Mulvaney, 1982); el carbono orgánico por ignición y el fósforo disponible se determinó por el método de Mehlich 3 (Mehlich, 1985), por ser el más adecuado para la estimación de fósforo asimilable en una amplia gama de suelos no calcáreos (Fernández, 1997; Monterroso *et al.*, 1999). Los análisis se realizaron por duplicado en cada fecha de muestreo y para todas las profundidades, presentando la media como resultado.

Por otra parte, y para calcular el valor del factor  $K$  de la USLE en función de los datos edáficos, se tomaron unos 20 g de la tierra fina, seca y tamizada de cada profundidad seleccionada anteriormente para obtener una muestra homogénea y representativa de 0-10 cm de profundidad, determinando en ella la granulometría detallada (arcilla, limo y arena fina) y contenido de materia orgánica.

Para estimar el valor pastoral (Daget y Poissonet, 1972) y la biomasa total antes de la quema, a los 12 y 24 meses, se dividió la zona de estudio en tres zonas latitudinales. En cada zona se tomaron 5 muestras de forma aleatoria con la ayuda de un marco cuadrado metálico de 0,25 m<sup>2</sup> de superficie. Las gramíneas, leguminosas y otras especies se cortaron al ras del suelo, anotando el % de cobertura de cada especie dentro del marco. El material vegetal fresco de cada especie se pesó y se transfirió en sobres de papel a una estufa 48 h a 70 °C para determinar su peso seco.

Los datos obtenidos se analizaron mediante análisis de varianza (ANOVA) para determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las capas superficiales y subsuperficiales, utilizando el programa SPSS 12.0 (SPSS, 2004).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El valor del factor topográfico para el factor pendiente ( $s = 6,6\%$ ), calculado para  $\lambda = 60$  m y  $\phi = 25,01^\circ$  (Tabla 1), coincide con el ábaco creado por Wischmeier y Smith (1965) que define el factor LS en función de la pendiente y la longitud de la ladera. Por otro lado, los datos analíticos para la estimación del parámetro K presentaron un porcentaje de arena, limo y arcilla muy similar a la media aritmética de las tres profundidades seleccionadas con un contenido de arena fina de 11,16, 10,89 y 9,70% antes de la quema, a los 12 y 24 meses respectivamente. Así mismo, el contenido de materia

orgánica en las muestras de 0-10 cm de profundidad fue superior al 15%, por lo que se optó por usar un valor de materia orgánica de 4% para no sobreestimar el valor de K (Honoro *et al.*, 2001) y para evitar un valor negativo inadmisibles de K calculado a partir de un contenido de materia orgánica superior al 12%.

La expresión del modelo empírico multiplicativo de la USLE da como resultado una pérdida de suelo (A) de 9,18 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en la parcela de estudio antes de la quema (Tabla 1), inferior al umbral de las 11 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> establecido por el Servicio de Conservación de Suelos de los EE.UU. como el nivel máximo para una erosión tolerable y posteriormente por Morgan (1997) para suelos profundos y bien drenados. Wischmeier y Smith (1978) consideraron que una pérdida tolerable de suelo es la tasa máxima de erosión que aún permite la sustentabilidad económica a largo plazo de su nivel de productividad, dando un valor admisible de 12,5 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> como máximo en un suelo profundo, de textura media, permeabilidad moderada y con un subsuelo favorable a la vida de las plantas. Los rangos de tolerancia para Hudson (1964) (citado por López-Cadenas, 1998), varían desde 13-15 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para suelos profundos, francos y fértiles a 4-6 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para suelos arenosos profundos.

Si no existiese la densa cubierta vegetal que presenta la mayor parte del territorio asturiano, la importante erosión potencial de su clima haría sentir sus efectos.

TABLA 1. Valores de los parámetros del modelo USLE para la estimación de la erosión hídrica.

	Factores de la USLE				
	R	K	LS	C	P <sup>1</sup>
	j m <sup>-2</sup> cm hora <sup>-1</sup>	t m <sup>2</sup> hora ha <sup>-1</sup> j <sup>-1</sup> cm <sup>-1</sup>	--adimensional--		
Antes de la quema	200	0,178	1,289	0,20	1
A los 12 meses	200	0,203	1,289	0,36	1
A los 24 meses	200	0,191	1,289	0,24	1

<sup>1</sup>no existen prácticas de conservación por la ausencia de actividades agrícolas.

En la zona de estudio, consecuencia de la quema controlada, se estimó la erosión en 18,84 y 11,82 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> a los 12 y 24 meses respectivamente (Tabla 1). El incremento de erosión en el suelo quemado coincide con el aumento descrito en diversas investigaciones bajo condiciones ambientales similares (Díaz-Fierros *et al.*, 1982; Giovannini y Lucchesi, 1991; Soto *et al.*, 1991; Andreu *et al.*, 1994; Hester *et al.*, 1997). La disminución de la erosión de 62,7% a los 24 meses debido al asentamiento de la cubierta vegetal, coincide con lo señalado por otros autores sobre la mínima influencia del fuego prescrito en la respuesta hidrológica (Kutiel, 1994; Martínez, 2001). Por otro lado, en la parcela estudiada, se observa que la erosión dominante es de tipo laminar, arrastrando lentamente, en primer lugar, los materiales más finos del suelo (< 2 mm), siendo nula la formación de cárcavas. Díaz-Fierros *et al.* (1982) afirman que en los suelos incendiados aumenta, en términos generales, el contenido proporcional en gravas, a expensas evidentemente de la fracción tierra fina perdida.

El pH del suelo aumenta significativa-

mente en todas las profundidades estudiadas (F=10,595; p<0,05) (Fig. 2), de acuerdo con una multitud de datos (Romanyá *et al.*, 1994; Giovannini, 1997; Úbeda, 2001), que muestran un aumento significativo del pH en los suelos incendiados. Estos cambios en el pH se deben, según Giovannini (1994), a la pérdida de grupos hidrófilos por parte de las arcillas y a la formación de óxidos derivados de la disociación de carbonatos.

Respecto de la textura (Tabla 2), y después de 6 y 12 meses de la quema, decrece el contenido en arena sin mostrar ningún tipo de tendencia significativa (F=1,970; p>0,05), a la par que aumenta significativamente el contenido en arcilla (F=20,192; p<0,001), mientras que a los 18 meses disminuye el contenido en arcilla a la par que aumenta el de arena y viceversa a los 24 meses. Estos cambios pueden ser debidos a una microignición fraccionada que quizás se vea enmascarada por una eventual y débil reestructuración, lo que viene a coincidir con lo observado por Úbeda (2001).

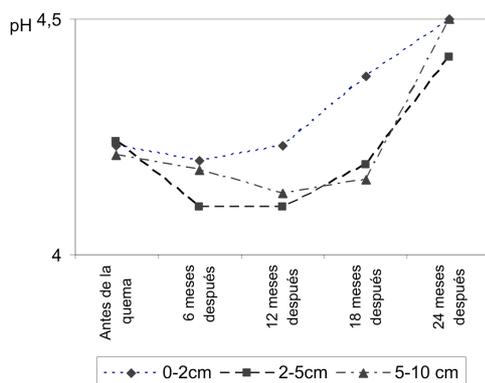


FIGURA 2. Evolución del pH en la parcela de estudio.

Otros investigadores encontraron que temperaturas por encima de 275 °C afectan a la textura del suelo al hacer decrecer gradualmente el contenido en arcilla a la par que aumenta temporalmente la fracción arena (Giovannini, 1994; Bemetrioux *et al.*, 1996; Ulery y Graham, 1993; Ketterings *et al.*, 2000).

El porcentaje de carbono experimentó un aumento gradual estadísticamente no significativo ( $F=1,519$ ;  $p>0,05$ ), pero muy patente en los primeros dos centímetros de profundidad. A los 24 meses se observa un aumento del carbono del 59,42, 11,03 y 18,03% a 0-2, 2-5 y 5-10 cm de profundidad respectivamente (Tabla 3), que puede ser parcialmente debido al incremento de cobertura vegetal, ya que las raíces de herbáceas y leguminosas añaden materia orgánica al suelo (Marcos *et al.*, 1999). Estos resultados coinciden con los de Sánchez *et al.* (1994) y Úbeda (2001) que observan un incremento de la materia orgánica en suelos que han sufrido fuegos de baja intensidad. La concentración del nitrógeno total a lo largo del tiempo aumentó gradual y significativamente en todas las profundidades estudiadas ( $F=15,978$ ;  $p<0,001$ ), siguiendo los cambios observados en la materia orgánica (Tabla 3). Según De Lillis (1993) el contenido de nitrógeno en los suelos quemados tiende a incrementar o disminuir, a lo largo del tiempo, según la abundancia de herbáceas perennes. Sánchez *et al.* (1994) y Blank y Zamudio (1998) observan un descenso general de las concentraciones de nitrógeno

después de seis meses comparándolas con las concentraciones halladas justo después del incendio, atribuyéndolas al consumo producido para la germinación de ciertas especies que aparecen en condiciones de post-incendio.

Con relación al fósforo asimilable y en todas las profundidades estudiadas (Fig. 3), se observó un incremento extraordinario estadísticamente significativo ( $F=7,559$ ;  $p<0,05$ ), debido al aumento de la temperatura capaz de mineralizar el fósforo orgánico y a la adición de fósforo por parte de la combustión de la vegetación (Romanyá *et al.*, 1994; Giovannini, 1997). Este hecho se considera responsable, en una buena parte, de la fertilidad que podría aprovechar la cubierta vegetal tras un tratamiento previo de quemado.

El potasio experimentó un aumento estadísticamente significativo a todas las profundidades ( $F=11,499$ ;  $p<0,05$ ) al igual que el sodio ( $F=24,981$ ;  $p<0,001$ ), mientras que el aumento generalizado en la concentración de calcio y magnesio a los largo del tiempo no mostró ningún tipo de diferencia significativa ( $p=0,146$  y  $0,126$  respectivamente) (Fig. 4). Giovannini (1997) obtuvo resultados semejantes en parcelas quemadas a baja intensidad (desde los 170 °C hasta los 500 °C), atribuyendo el aumento a la ceniza producida tras la combustión de la vegetación. Pero Blank y Zamudio (1998) señalan diferencias en el comportamiento de las concentraciones dependiendo de la vegetación que se incendie.

TABLA 2. Valores de arena, limo y arcilla en la zona de estudio antes y después de la quema controlada a 0-2, 2-5 y 5-10 cm de profundidad

Profundidad (cm)	Arena			Limo			Arcilla		
	0-2	2-5	5-10	0-2	2-5	5-10	0-2	2-5	5-10
Antes de la quema	72,18	79,45	71,48	14,42	9,90	15,85	13,40	10,65	12,67
A los 6 meses	71,27	71,65	63,61	11,41	11,77	18,46	17,32	16,58	17,93
A los 12 meses	70,89	66,59	59,95	8,03	12,91	23,36	21,08	20,50	19,69
A los 18 meses	72,34	71,22	77,20	10,66	13,65	8,93	17,00	15,13	13,86
A los 24 meses	69,14	65,85	73,56	12,35	16,81	10,18	18,51	17,34	16,26

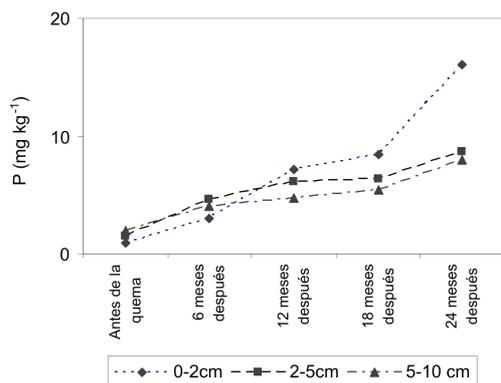


FIGURA 3. Evolución del fósforo asimilable en la parcela de estudio.

TABLA 3. Valores de carbono y nitrógeno en la zona de estudio antes y después de la quema controlada a 0-2, 2-5 y 5-10 cm de profundidad.

Profundidad (cm)	Carbono			Nitrógeno		
	-----%-----					
	0-2	2-5	5-10	0-2	2-5	5-10
Antes de la quema	10,03	11,60	10,04	0,08	0,07	0,20
A los 6 meses	12,58	11,93	10,05	0,17	0,19	0,24
A los 12 meses	14,95	12,97	11,09	0,27	0,37	0,32
A los 18 meses	15,27	12,69	11,05	0,33	0,34	0,31
A los 24 meses	15,99	12,88	11,85	0,37	0,46	0,37

El bajo valor pastoral antes de la quema calculado por la ecuación de Daget y Poissonet (1972) aumentó 37,07% a los 12 meses de la quema, observando a partir de allí, una leve disminución de 5,66% a los 24 meses (Tabla 4), debido al pastoreo de ganado bovino y equino en la zona. El índice de Shannon (H) indicador de la biodiversidad también experimentó un aumento de 50,69% a los 12 meses y a partir de allí una disminución de 14,55%, al igual que el índice de Eveness (E) indicador de la uniformidad del muestreo (aumento del 50% y disminución del 13,13% a los 12 y 24 meses), teniendo en cuenta que los valores obtenidos en ambos casos a los 24 meses superan los valores iniciales antes de la quema. Estos resultados indican el buen aprovechamiento de la vegetación del aumento de la fertilidad del suelo tras la quema controlada.

### CONCLUSIONES

El pronóstico de la erosión hídrica por el modelo USLE a los 12 y 24 meses de una quema controlada en el municipio de Tineo (provincia de Asturias) puede justificar el uso de la quema planificada como medida preventiva contra los incendios forestales, ya que la magnitud de la erosión a largo plazo se iguala a la pérdida tolerable del suelo, profundo y bien drenado, del “monte Tuña”. Las alteraciones en el suelo a los 6, 12, 18 y 24 meses de la quema controlada se produjeron a 0-2, 2-5 y 5-10 cm de profundidad, reflejando la existencia de un incremento de la fertilidad del suelo quemado a largo plazo, lo que podría ser aprovechado para el rápido establecimiento de una cubierta vegetal debido al rebrote de la vegetación quemada.

TABLA 4. Valor pastoral (Vp) e índices de Shannon (H) y Eveness (E) en la zona de estudio antes y después de la quema controlada

	Vp <sup>1</sup>	Σ Biomasa (g m <sup>-2</sup> )	H <sup>2</sup>	E <sup>3</sup>
Antes de la quema	23,2	327,03	0,73	0,66
A los 12 meses	31,8	73,09	1,10	0,99
A los 24 meses	30,0	293,63	0,94	0,86

<sup>1</sup> Vp = 0,2 × Σ cobertura media (%) × índice de calidad. <sup>2</sup> H = - Σ (biomasa total de una especie / biomasa total de todas las especies) × ln (biomasa total de una especie / biomasa total de todas las especies). <sup>3</sup> E = H / ln (Nº de grupos).

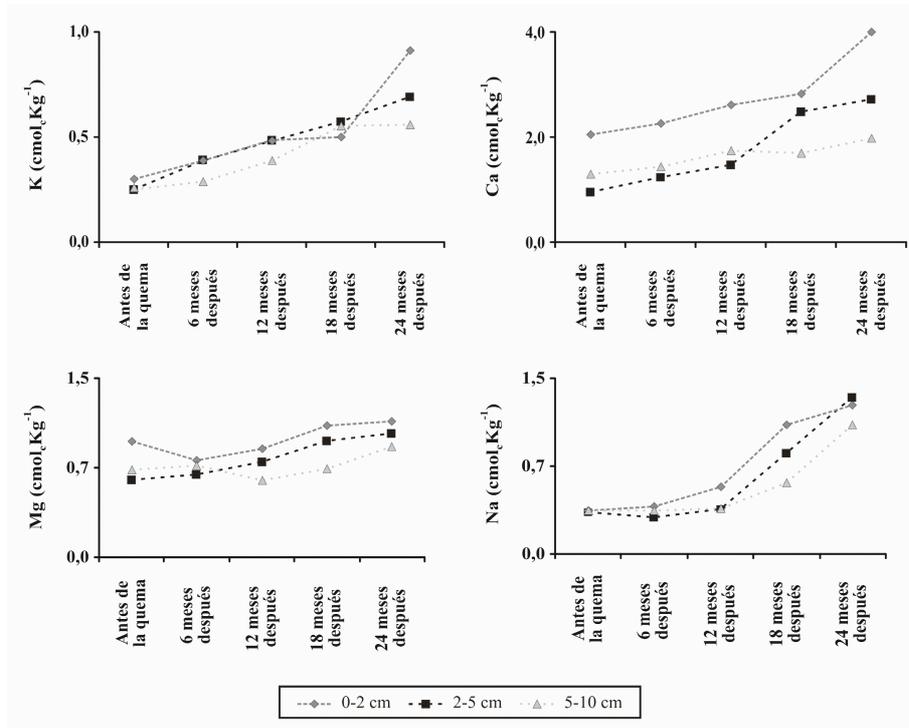


FIGURA 4. Evolución del contenido en K, Ca, Mg y Na solubles en la parcela de estudio.

## REFERENCIAS

- Almorox, J., De Antonio, R., Saa, A., Cruz Díaz, M., Gasco, J.M. (1994): Métodos de estimación de la erosión hídrica. *Agrícola española*. Madrid. España, 152 pp.
- Andreu, V., Imeson, A.C., Rubio, J.L. (2001): Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest. *Catena*, 44, 69-80.
- Andreu, V., Rubio, J.L., Forteza, J., Cerni, R. (1994): Long term effects of forest fires on soil erosion and nutrient losses. En: Soil erosion of forest fires. *Geoderma*. Logroño. España, pp. 79-90.
- Bemtrieux, R., Le Borgne, E., Monnier, G. (1996): Évolution de certaines propriétés du sol sous l'influence du chauffage. *C.R. Acad. Sci.* 251, 2753-2755.
- Blank, R.R y Zamudio, D.C. (1998): The influence of wildfire on aqueous-extractable soil solutes in forested and west

- meadow ecosystems along the eastern front of the Sierra Nevada Range California. *Int. J. Wild land Fire*. Vol. 8 (2), 79-85.
- Bremner, J.M. y Mulvaney, C.S. (1982): Nitrogen total. En: *Methods of Soil Analysis*. Chemical and Microbiological Properties Vol 2, *American Society of Agronomy*. Inc Madison. Wisconsin. EE UU, pp. 595-624.
- Carreira, J.A., Niell, F.X. (1995): Mobilization of nutrients by fire in a semiarid gorse-scrubland ecosystem of southern Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation*, 9, 73-89.
- Cerdá, A. (1998): Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena*. 32, 73-86.
- Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L., Williams, D. (1983): Fire in forestry. Forest fire behaviour and effects. New York. EE UU, 145 pp.
- Daget, P. y Poissonet, J. (1972) : Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des fourrages. *Fourrages*, 49, 31-39.
- De Lillis, M. (1993): Use of water and nutrient by Mediterranean resprouters and reseeders in post-fire succession. En: *Fire in Mediterranean Ecosystems. ECSC-EEC-EAEC*. Brussels. Belgium, pp. 365-377.
- De Luis, M., Raventós, J., Cortina, J., González-Hidalgo, J.C., Sánchez, J.R. (2003): Fire and torrential rainfall: effects on the perennial grass *Brachypodium retusum*. *Plant Ecology*, 51, 33-65.
- Díaz-Fierros, V.F., Benito Rueda, E., Pérez Moreira, R. (1987): Evaluation of the U.S.L.E. for the prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (NW, Spain). *Catena*, 14, 189-199.
- Díaz-Fierros, V.F., Benito Rueda, E., Pérez Moreira, R. (1990): Solute loss and soil erosion in burned soil from Galicia (NW Spain). En: *Fire and ecosystems Dynamics: Mediterranean and Northern Perspective*. SPB Academic Publishing, 103-116.
- Díaz-Fierros, V.F., Gil Sotres, F., Cabaneiro, A., Carballas, T., Leiros de la Peña, M.C., Villar Velorio, M.C. (1982): Efectos erosivos de los incendios forestales en suelos de Galicia. *Anales de Edafología y Agrobiología*. Vol. 41 (3/4), 627-638.
- FAO-PNUMA-UNESCO. (1981): Metodología provisional para la evaluación de la degradación de suelos. *Publicaciones FAO*. Roma. Italia, 43 pp.
- Fernández, M. L. (1997): Evaluación en cámara de crecimiento de tres métodos de determinación de fósforo asimilable en suelos no calcáreos. *Edafología*. 3, 189-203.
- Giovannini, G. (1994): The effect of fire on soil quality. En: Soil erosion as a consequence of forest fires, *Geoderma*. Logroño. España, pp. 15-27.
- Giovannini, G. (1997): The effect of fire on soil quality. physical and chemical aspects. En: Forest fire risk and management, Proceedings of the European School of Climatology and Natural Hazards course. *European Commission*, pp. 217-248.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. (1991): Is the vegetative cover the primary factor controlling erosion in burned soils?. En: Soil erosion as a consequence of forest fires. *Geoderma*. Logroño. España, pp. 1-16.
- Hart, G. (1984): Erosion from simulated rainfall on mountain rangeland in Utah. *J. Soil and Water Cons.* 48, 330-334.
- Hester, J.W., Thurow, T.L., Taylor, C.A. (1997): Hydrologic characteristics of vegetation types as affected by prescribed burning. *Journal of Range Management*. 50, 199-204.
- Honorato, R., Barrales, L., Peña, I., Barrera, F. (2001): Evaluación del modelo USLE en la estimación de la erosión en seis localidades entre la IV y IX región de Chile.

- Cien. Inv. Agr.* 28, 7-14.
- ICONA. (1988): Agresividad de la lluvia en España: valor del factor R de la Ecuación Universal de Pérdida del Suelo. MAPA. Madrid. España, 39 pp.
- Inbar, M., Tamir, M., Wittenberg, L. (1998): Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology*. 24, 17-33.
- INSTITUTO GEOLÓGICO Y MINERO DE ESPAÑA. (1977): Mapa Geológico de España 1:50.000. *Servicio de Publicaciones del Ministerio de Industria*. Madrid. España.
- Ketterings, Q.M., Bigham, J.M., Laperche, V. (2000): Changers in soil mineralogy and texture caused by slash and burn fires in Sumatra, Indonesia. *Soil Sci Soc Am J.* 64, 1108-1117.
- Kutiél, P. (1994): Fire and ecosystem heterogeneity: a Mediterranean case study. *Earth Surface Processes y Landforms*, 19, 187-194.
- Kutiél, P. y Invar, M. (1993): Fire impact on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *Catena*, 20, 129-139.
- López-Cadenas de Llano, F. (1998): Restauración hidrológico forestal de cuencas y control de la erosión. Coedición: Tragsa, Tragsatec. Ministerio de Medio Ambiente. *Mundi-Prensa*. Madrid. España, 929 pp.
- Luchéis, S., Ansaldi, M., Giovannini, G. (1994): Regeneration of Mediterranean maquis alter the passage o fan experimental Fire. En: Soil erosion as a consequence of forest fires. *Geoderma*. Logroño. España, pp. 177-183.
- Marcos, E., Tárrega, R., de Luis-Calabuig, E. (1999): Alteraciones producidas por un incendio forestal en el suelo de una repoblación de *Pinus radiata*. *Edafología*, 6, 27-35.
- Martínez, E. (2001): Manual de quemas controladas. El manejo del fuego en la prevención de incendios forestales. TRAGSA. *Ed. Mundi-Prensa*. Madrid. España, 175 pp.
- Mc.Cool, D.K., Foster, G.R., Weesies, G.A. (1989): Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. *Trans. ASAE*. 30, 1387-1396.
- Mehlich, A. (1985): Mehlich 3 soil test extractant: A modification of Mehlich 2 extractant. *Soil Sci. Plant Anal.* 15, 1409-1416.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE. (1987): Mapa de Estados Erosivos. Cuenca Hidrográfica del Norte. Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza. Madrid. España. 71 pp.
- Monterroso, C., Alvarez, E., Fernández Marcos, M. L. (1999): Evaluation of Mehlich 3 reagent as a multielement extractant in mine soils. *Land Degradation and Development*. 10, 35-47.
- Moore, I.D. y Burst, G.J. (1986): Physical basis of the length - slope factor in the Universal Soil Loss Equation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 1294-1298.
- Moreira, J.M. (1991): Capacidad de uso y erosión de suelo. Una aproximación a la evaluación de tierras de Andalucía. Junta de Andalucía. *Agencia de Medio Ambiente*. España, 446 pp.
- Morgan, P.C. (1997): Erosión y conservación de suelos. Ed. Mundi-Prensa. Madrid. España, 343 pp.
- Rivas-Martínez, S., Bandullo, J.M., Allue, J.L., Montero, J.L., González, J.L. (1987): Memoria del mapa de series de vegetación de España. *ICONA-MAPA: Serie Técnica*. Madrid. España, 268 pp.
- Romanyá, J., Khanna, P.K., Raison, R.J. (1994): Effects of slash burning on soil phosphorous fraction and sorption and desorption of phosphorous. *Forest Ecology and Management*. 65, 89-103.
- Rowe, J.S. (1983): Concepts of fire effects on

- plant individuals and species. En: The role of fire in northern circumpolar ecosystems. *John Wiley & Son*. New York, pp. 127-172.
- Rubio, J.L., Forteza, J., Andreu, V., Cerni R. (1997): Soil profile characteristics influencing runoff and soil erosion after forest fire: A case study (Valencia, Spain). *Soil Technology*, 11, 67-78.
- Sánchez, J.R., Mangas, V.L., Ortiz, C., Bellot, J. (1994): Forest fire effect on soil chemical properties and runoff. En: Soil erosion as a consequence of forest fires. *Geoderma*. Logroño. España, pp. 53-65.
- Sanroque, P., Rubio, J.L., Mansante, J. (1985): Efectos de los incendios forestales en las propiedades del suelo, en la composición florística y en la erosión hídrica de zonas forestales de Valencia (España). *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*. 22, 131-147.
- Soto, B., Benito, R.E., Lasanta, M., Díaz-Fierros, F. (1991): Influence of antecedent soil moisture on pedological effects of fire. Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires. *Geoforma*, Logroño, 29-39.
- Soto, B., Lasanta, R., Díaz-Fierros, F. (1997): Effects of burning on nutrient balance in an area of gorse (*Ulex europaeus* L.) scrub. *Science of the Total Environment*, 204, 271-281.
- SPSS 2004. SPSS para windows, version 12.0. SPSS Inc.
- Úbeda, X. (2001): Influencia de la intensidad de quemado sobre algunas propiedades del suelo después de un incendio forestal. *Edafología*. 8, 41-49.
- Ulery, A.L. y Graham, R.C. (1993): Forest fire effects on soil color and texture. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57,135-140.
- Wischmeier, W.H. y Smith, D.D. (1965): Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. USDA. Science and Education Administration. Agriculture Handbook n° 282. Washington DC. EE UU, 63 pp.
- Wischmeier, W.H. y Smith, D.D. (1978): Predicting Rainfall Erosion Losses: a guide to conservation planning. USDA. Science and Education Administration. Agriculture Handbook n° 537. Washington DC. EE UU, 58 pp.
- World referente base for soil resource. (2006): A framework for international classification, correlation and communication. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Roma, 145 pp.