



## EFECTOS EROSIVOS DE UNA LLUVIA TORRENCIAL EN SUELOS AFECTADOS POR QUEMAS EXPERIMENTALES DE DIFERENTE SEVERIDAD

*The erosive effects of torrential rainfall on soil under experimental burning with different intensities*

M. De Luis <sup>(1)</sup>, J. C. González-Hidalgo <sup>(3)</sup> y J. Raventós <sup>(2)</sup>

(1) Txe-Ring Lab. Universidad de Arizona. P.O. Box 210058, Tucson, Arizona, USA.

(2) Departamento de Ecología. Universidad de Alicante. Ap. 99 (03080) Alicante, España, Spain.

(3) Departamento de Geografía y Ordenación del Territorio. Universidad de Zaragoza. Plaza San Francisco s/n. 50009 Zaragoza, España.

E-mail [jcgh@posta.unizar.es](mailto:jcgh@posta.unizar.es) Tel: +34 976 762060 Fax: +34 976 761506

**Resumen:** La lluvia torrencial y los incendios forestales son quizás las perturbaciones más importantes de los sistemas naturales en las áreas de clima mediterráneo. En el presente trabajo analizamos los efectos combinados de ambos impactos en una comunidad arbustiva con elevado riesgo de incendio mediante quemadas controladas y simulación de lluvia torrencial. Nuestro trabajo demuestra que la cubierta vegetal es sumamente efectiva en el control de la erosión del suelo (valores entre 20 y 60 Mg ha<sup>-1</sup>) incluso en condiciones extremas de precipitación torrencial. En segundo lugar hemos observado que tras el fuego la erosión aumenta de manera notable respecto al suelo no quemado (valores entre 300 y 8420 Mg ha<sup>-1</sup>), varía extraordinariamente en el espacio y puede relacionarse con la severidad del incendio. La persistencia de restos orgánicos parece relacionarse con la severidad del fuego. Finalmente se sugiere que la hojarasca tras la quema controlada parece ejercer un efecto decisivo sobre el proceso de erosión.

**Palabras clave:** Aulagar; lluvia torrencial simulada; quema experimental; erosión.

**Abstract:** Torrential rainfall events and wildland fires are one of the most important perturbations that affect the natural systems in mediterranean climatic area. In this paper we investigated the erosion response of a fire-prone community under torrential simulated rainfall event after experimental burning. Our results show that shrubs cover controls efficiently the erosion processes also under extreme rainfall event as we simulated (soil eroded between 20 y 60 Mg ha<sup>-1</sup>). When plant shrubs cover disappeared by burning soil erosion increased noticeably (values of soil eroded between 300 y 8420 Mg ha<sup>-1</sup>). We have found a high variability in sediment on burned soil and we suggest that spatial variability of soil erosion in burned areas can be explained by fire severity. Finally, persistence of organic remnants seems to be dependent on fire severity, and these seem to control the erosion processes after fire.

**Keywords:** Gorse shrubland; extreme rainfall simulation; experimental fire; soil erosion.



M. De Luis, J.C. González-Hidalgo, J. Raventós (2003) Efectos erosivos de una lluvia torrencial en suelos afectados por quemadas experimentales de diferente severidad. *Rev. C. & G.*, 17 (3-4), 57-67.

### 1. Introducción

En el sector occidental de la cuenca mediterránea las precipitaciones se caracterizan por su esca-

sez, su torrencialidad y una extrema variabilidad espacial y temporal (Romero *et al.*, 1998; De Luis *et al.*, 2000 y 2001; González-Hidalgo *et al.*, 2001). Particularmente en el sector costero oriental de la

Península Ibérica las lluvias torrenciales son un fenómeno característico y recurrente, siendo la Comunidad Valenciana unos de los sectores donde se han producido algunos de los valores máximos de la cuenca durante el siglo XX. Estudios previos sobre la magnitud y frecuencia de los sucesos tormentosos en esta área han demostrado que la precipitación esperada en 24 h en un período de retorno de 100 años supera en todo el territorio los 200 mm día<sup>-1</sup> y en determinados sectores alcanzan más de 400 mm día<sup>-1</sup> (De Luís, 2000; Egozcue y Ramis, 2001), de lo que son ejemplos recientes las lluvias del 30 de septiembre de 1997 en Alicante (>260 mm día<sup>-1</sup>) y en puntos de la comarca de la Safor (>500 mm día<sup>-1</sup>), donde el 3 de noviembre de 1987 se superaron los 800 mm (Armengot-Serrano, 1994).

Por otra parte, el éxodo rural en toda la cuenca mediterránea desde mediados del siglo XX parece ser una de las causas determinantes del aumento de los incendios forestales (Moreno *et al.*, 1998; Piñol *et al.*, 1998).

La interacción del fuego y las lluvias torrenciales en los sistemas naturales es un fenómeno complejo que ofrece todavía numerosos interrogantes no resueltos, de modo que en las condiciones descritas se convierte en una tarea de urgente investigación. En primer lugar porque existe una secuencia en el tiempo entre ambas perturbaciones, debido a que los incendios suelen producirse en los meses de verano, mientras que las precipitaciones extremas tienden a concentrarse a finales de verano o en el otoño. En segundo lugar, porque los eventos de lluvia torrencial suelen asociarse a procesos hidrológicos y geomorfológicos que afectan directamente a las sociedades humanas, como las inundaciones, los movimientos en masa y la erosión del suelo (Llasat y Puigcerver, 1994; Camarasa y Segura, 2001).

Los sucesos extremos de elevada magnitud pero baja frecuencia juegan un papel determinante en la dinámica de la erosión del suelo, lo cual significa que la erosión se concentra en el tiempo (González Hidalgo, 1996; Meyer *et al.*, 2001). Esto significa que las cantidades de sedimento recogidas durante intervalos de tiempo cortos pueden estar afectadas por la presencia o ausencia de eventos torrenciales, y su valor como tasa promedio debe ser ponderado con cautela. La misma situación ocurre cuando se analiza el efecto del fuego en la erosión.

En general se asume que el fuego hace que se incrementen las tasas de escorrentía y las pérdidas de sedimento (Inbar *et al.*, 1998). Sin embargo otros autores sugieren que, a pesar de que ciertamente la escorrentía y sedimento pueden incrementarse tras el fuego, el conjunto de pérdidas es muy pequeño en comparación con las generadas por otro tipo de perturbaciones y por lo tanto la influencia del fuego en la respuesta hidrológica de los sistemas puede ser considerada insignificante (Kutiel & Inbar, 1993; Kutiel, 1994), o solamente manifiesta sus efectos en los momentos inmediatos al fuego (Díaz-Fierros *et al.*, 1990). Estas discrepancias se suelen relacionar tanto con la ocurrencia de eventos de precipitación intensa durante el periodo de seguimiento, como con la diferente severidad del fuego en las zonas quemadas.

La primera consecuencia de un incendio es la eliminación de la vegetación y su efecto protector. Sin embargo, las consecuencias del fuego van más allá y en numerosos casos se relaciona el incremento de la erosión tras el fuego con los cambios provocados en las propiedades del suelo. Entre ellos se han sugerido la modificación de la estructura por la mineralización parcial de los horizontes orgánicos (Greene *et al.*, 1990; Giovannini & Lucchesi, 1993; Andreu *et al.*, 1994), pues la temperatura 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 y la erosión (Römkens *et al.*, 1990; Giovannini & Lucchesi, 1991; Cerdà, 1998; Andreu *et al.*, 2001). En otros casos se ha citado el descenso de la interceptación y la exposición del suelo al impacto directo de la lluvia (Díaz-Fierros *et al.*, 1990).

Se acepta que los fuegos intensos pueden eliminar la capa orgánica superficial y dejar al descubierto una capa de suelo mineral con características hidrofóbicas (véase la revisión de Doerr *et al.*, 2000), del mismo modo que pueden facilitar la creación de costras a partir de los depósitos de cenizas (Wells *et al.*, 1979). También los fuegos pueden modificar la rugosidad superficial (Magunda *et al.*, 1997), pero su efecto parece ser distinto, pues los fuegos de moderada severidad producen una estructura superficial heterogénea en mosaico, en la que se combinan restos de materia orgánica y cenizas, mientras que el consumo de la vegetación, hojarasca y materia orgánica en los fuegos severos

produce una superficie homogénea mucho más sensible a la erosión.

Por las razones apuntadas, la “severidad del fuego”, definida por Rowe (1983) como el grado de materia orgánica consumida por el fuego y la temperatura alcanzada, puede convertirse en un factor determinante de la evolución erosiva posterior.

En el presente trabajo hemos investigado la respuesta erosiva de una comunidad pirófitas sometida a un evento simulado de lluvia torrencial tras realizar quemadas controladas con diferente severidad. Los resultados que se presentarán son el punto de partida de una investigación más general encaminada a comprender los efectos conjugados de ambas perturbaciones sobre el proceso general de recuperación de la cubierta vegetal tras un incendio.

## 2. Área de estudio y Métodos

El estudio se ha desarrollado en Onil (provincia de Alicante, SE de España, Fig. 1), bajo condiciones generales de clima mediterráneo (Cs según la clasificación de Köppen, temperatura media anual 13.8 °C y precipitación anual 466 mm). Los suelos de la zona de trabajo son Calcixeroll (De la Torre y Alias, 1996) y se han desarrollado a partir de margas del Mioceno. La vegetación de la zona se compone de una formación cerrada de matorral dominado por aulagas (*Ulex parviflorus*). Como especies arbustivas dominantes germinadoras destacan *Cistus albidus* y *Rosmarinus officinalis*. La presencia de rebrotadoras es muy escasa, y la especie herbácea dominante es *Brachypodium retusum*.

Tabla 1. Características generales de la zona de trabajo.  
Table 1. General description of study area.

	Zona 1	Zona 2	Zona 3
Caracteres fisiográficos			
Pendiente	26	26	27
Altitud	800	800	800
Orientación	S	NE	N
Suelos (0-10 cm)			
Arcillas (<0.002 mm)	13.8	13.3	13.2
Limo fino (0.002-0.020 mm)	15.3	14.7	16
Limo grueso (0.020-0.050 mm)	31.2	24.7	26
Arena (0.050-2 mm)	39.7	47.3	44.3
% materiales (> 2mm)	7.2	5.03	7.05
Densidad aparente (g m <sup>-3</sup> )	1.0	0.9	0.9
CaCO <sub>3</sub> (%)	68.6	68.1	71.2
Características de la vegetación			
Biomasa total (g m <sup>-2</sup> )	2844	4510	4118
<i>Ulex parviflorus</i> densidad (ind. m <sup>-2</sup> )	9.7	11.4	9.5
<i>Cistus albidus</i> densidad (ind. m <sup>-2</sup> )	0.33	2.6	4.3
<i>Rosmarinus officinalis</i> densidad (ind. m <sup>-2</sup> )	7.9	1	2.4
Otras especies, densidad (ind. m <sup>-2</sup> )	0.08	0.46	0.54

El experimento se aplicó en tres laderas contiguas cuyas características más sobresalientes se muestran en la tabla 1. El diseño experimental elegido para desarrollar la experiencia es de bloques aleatorios. Con este fin en cada ladera se delimitó una parcela de 30 x 30 m dejándola inalterada como control en el contraste con el suelo quemado; a continuación se realizaron sucesivas quemadas experimentales (una en cada ladera) en parcelas de iguales dimensiones de 30 x 30 m (véase Fig. 2).

Las quemadas se realizaron en el mes de octubre de 1996 los días 5, 10 y 15 bajo supervisión de la Consejería de Medio Ambiente de la Comunidad Valenciana. Las tres quemadas se realizaron a prime-

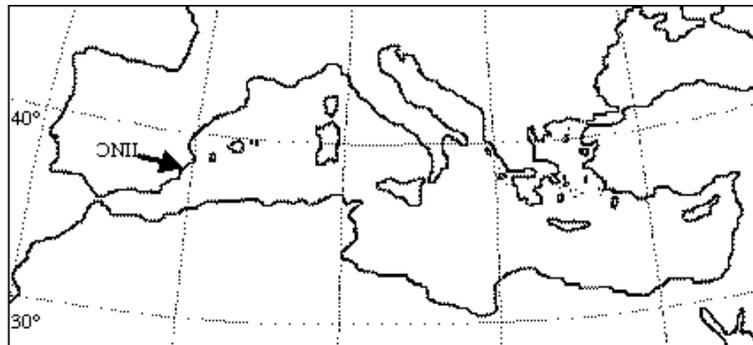


Figura 1. Localización del área de estudio en el occidente de la cuenca Mediterránea.  
Figure 1. Study area location in western Mediterranean Basin.

ra hora de la mañana, cuando el contenido de humedad de la vegetación estaba próximo a la saturación (véase tabla 2). Las áreas quemadas fueron previamente delimitadas con cortafuegos de 5 metros de anchura. Los fuegos fueron iniciados en la parte superior de las parcelas a partir de un frente único de propagación. Los detalles de las quemadas se muestran en la tabla 2. Más información de las mismas se ofrece en Baeza *et al.* (2002).

Tabla 2. Características de los fuegos experimentales en las tres zonas de estudio y de los residuos posteriores al incendio. *Table 2. Experimental fire characteristics in the study area and post fire remnants.*

	Zona 1	Zona 2	Zona 3
Condiciones previas			
Humedad ambiental (%)	82	67	93
Temperatura del aire (°C)	19	12	14
Velocidad del viento (km/h)	<5	<5	<5
Humedad de la vegetación (%)	50	40	70
Humedad del suelo (%)	27	14	19
Carga de combustible			
Combustión necromasa fina (ton/ha)	9	18	19
Herbáceo vivo (ton/ha)	2	4	3
Arbustivo (ton/ha)	12	16	20
Características de los fuegos experimentales			
Temp. Max (°C) en superficie	343	401	238
Tiempo de residencia (minutos) en superficie			
>90 °C	5	14.6	4
>150 °C	2.3	10.9	2
>210 °C	0.9	8.4	0.2
Residuos			
Tallos y troncos (g m <sup>-2</sup> )	210	304	545
Hojarasca (g m <sup>-2</sup> )	91	46	237
Cenizas (%)	44.5	63.8	30.9

Por último, en cada ladera, y dentro de las parcelas quemadas y no quemadas, se localizaron aleatoriamente microparcels (dimensiones 2 x 2 m) donde se efectuó el seguimiento postincendio y las simulaciones de lluvia. Las parcelas quemadas control se dejaron evolucionar bajo condiciones naturales; las parcelas seleccionadas dentro del suelo quemado para realizar las simulaciones se protegieron con una tela mosquitera, para evitar en lo posible la perturbación de la superficie hasta el momento de la simulación y recoger así su efecto sobre un suelo quemado. Entre las quemadas y la simulación destacamos que no hubo precipitaciones apreciables en la zona de trabajo.

El diseño final contempla los siguientes casos:

- Estudio de la lluvia torrencial sobre la erosión del suelo en condiciones de vegetación no alterada, desarrollado por medio de la simulación de lluvia en micro parcelas de 2 x 2 m (una por ladera).
- Estudio de los efectos del fuego de quemadas experimentales sobre la erosión del suelo, realizado mediante la simulación de lluvia en suelo quemado en otras tres micro parcelas de dimensiones 2 x 2 m (una parcela por ladera).
- Finalmente el control de los efectos del fuego se estableció por medio del seguimiento de otras tres micro parcelas de dimensiones 2 x 2 m en las áreas quemadas (una por ladera), no sometidas a lluvia torrencial.

El número total de micro parcelas empleadas en el estudio es de 9, cuyos códigos y tratamientos se encuentran indicados en la tabla 3.

Tabla 3. Diseño experimental. En la tabla se muestran los dos niveles de tratamiento aplicados fuego y lluvia y las comparaciones entre ellos: fuego y no fuego, fuego con lluvia y fuego sin lluvia.

*Table 3. Experimental design. The Table shows the two levels of treatments (fire and rainfall) and comparison: fire vs no fire, fire+rainfall vs fire.*

Tratamiento Fuego	Tratamiento lluvia	Zona 1	Zona 2	Zona 3
No quemado	Lluvia	NQ1	NQ2	NQ3
	Control	QC1	QC2	QC3
Quemado	Lluvia	QS1	QS2	QS3
	Severidad de la quema experimental	Media	Alta	Baja

En cada área quemada los cambios de la temperatura del suelo durante las quemadas experimentales se registraron por medio de dos grupos de termopares (tipo K) localizados a diferentes profundidades (0, -1, -2, -3 y -5 cm). Los registros de temperaturas comenzaron 15 minutos antes de las quemadas y se prolongaron 2 horas tras la extinción del incendio, efectuándose en intervalos de 1 minuto.

Las estimaciones de los restos orgánicos y la microtopografía se realizaron con un bastidor móvil. Para poder repetir las medidas en el tiempo con un datum fijo se dispusieron seis soportes fijos antes de la primera medida que sirvieron de referencia posteriormente. La parrilla empleada permite tomar 49 medi-



Figura 2. De arriba abajo (e izquierda derecha), vista general de una quema experimental, del simulador de lluvia, y de una parcela de simulación en suelo quemado.

Figure 2. Top bottom, general view of experimental fire, rainfall simulator, rainfall experiment field plot on burned soil.

ciones (7 x 7) distanciadas 25 cm entre si. En cada punto de control se evaluó la topografía relativa y se determinó el tipo de restos vegetales. Las medidas se repitieron tras la simulación de la lluvia torrencial en las micro parcelas tanto en las parcelas solamente quemadas (QC), como en las parcelas quemadas y sometidas a simulación de lluvia torrencial (QS).

Por último las simulaciones de lluvia torrencial se realizaron dos meses después de las quemas. El simulador consta de una boquilla (Spraying System™) elevada a 2.5 m del suelo por medio de un bastidor, capaz de producir un cono de lluvia de 7-m<sup>2</sup> con un 86% de homogeneidad espacial. La intensidad aplicada fue de 2.6 mm min<sup>-1</sup> durante 105 min. En los 16 primeros minutos de cada experiencia se recogió la escorrentía superficial en intervalos de dos minutos, y desde entonces hasta el final cada 5 minutos. El sedimento se recogió por medio de alícuotas en los mismos intervalos. El mismo procedimiento se aplicó tanto en las parcelas no quemadas (NQ) como en las parcelas quemadas (QS).

El efecto del fuego sobre la erosión del suelo se estudió por medio del análisis de varianza entre el suelo no quemado y el suelo quemado. El efecto de la lluvia torrencial sobre la microtopografía, las cenizas y los restos orgánicos de *Cistus albidus*, *Rosmarinus officinalis* y *Ulex parviflorus* se evaluó por medio de un análisis de varianza con medidas repetidas en el tiempo, contrastando las medidas previas y posteriores a la simulación de lluvia en las parcelas quemadas con y sin lluvia torrencial (QC y QS).

### 3. Resultados

En las tres parcelas quemadas el paso del fuego eliminó gran parte de la hojarasca. Sin embargo su comportamiento fue distinto produciendo distintos grados de severidad: en la Zona 2 se consumió el 86.7% de la hojarasca existente, en la Zona 1 se llegó a un 77.9%, mientras en la Zona 3 solamente se consumió el 47.6%, con el resultado de que la

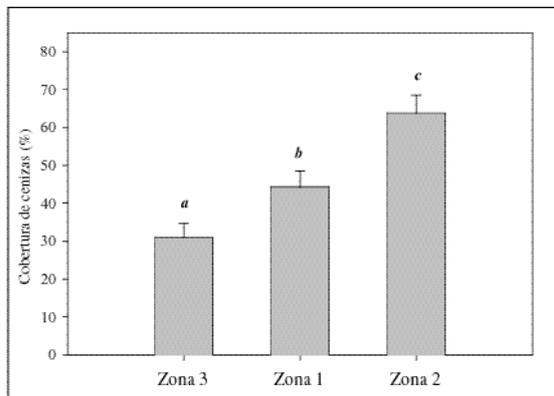


Figura 3. Porcentaje de superficie ocupada por cenizas en las tres laderas estudiadas inmediatamente tras la quema experimental (valores promedio en %). Los valores de temperatura (°C) superficial alcanzada en cada quema experimental se muestran en la tabla 2.

Figure 3. Surface ash cover (mean value in %) after experimental burning in the study area. Surface temperature during experimental burning (°C) are shown in table 2.

superficie ocupada por cenizas varió sensiblemente entre parcelas (Fig. 3). Esta gradación confirma por otra parte la validez del empleo de las temperaturas y el consumo de hojarasca para estimar la severidad del fuego. Por otra parte, y debido tanto a la distribución heterogénea de la hojarasca antes de las quemas como al diferente comportamiento del fuego a microescala, en las áreas quemadas y dentro de las propias parcelas se generó un mosai-

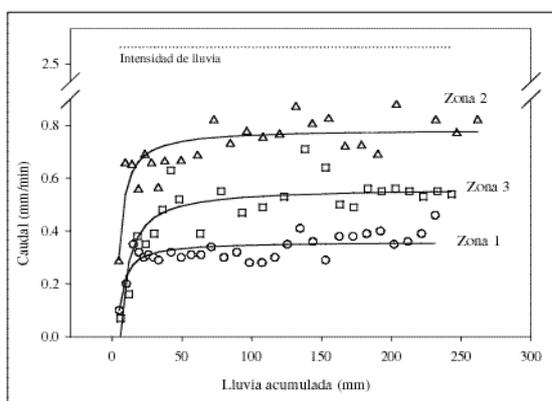


Figura 4. Escorrentía producida en el suelo quemado experimentalmente.

Figure 4. Runoff in soil burned experimentally.

co de microambientes, compuestos por hojarasca no quemada, cenizas y suelo desnudo.

En las tres parcelas la escorrentía se produjo de forma casi inmediata tras comenzar la simulación, con un rápido incremento y estabilidad de los caudales a los pocos minutos de comenzada la experiencia. El flujo generado en el suelo quemado de la Zona 1 representa un coeficiente de escorrentía del 13%, el de la Zona 2 el 30% y en la Zona 3 se alcanza el 21% (Fig. 4). Por su parte en suelo no quemado los valores no superaron el 10% en las tres parcelas durante el mismo tiempo de simulación. El promedio global del coeficiente de escorrentía del suelo quemado (23%) resulta así ser superior en un orden de magnitud sobre el promedio del suelo no quemado (en torno al 4%) y significativamente distinto ( $p < 0.001$ ).

El sedimento producido por medio de la lluvia torrencial simulada en el suelo quemado respecto al suelo no quemado es significativamente superior ( $p < 0.001$ ). En el suelo no alterado por la quema experimental la erosión producida en las tres parcelas con matorral denso es prácticamente despreciable a pesar de la elevada intensidad de la lluvia, con valores de 60, 20 y 50 Mg ha<sup>-1</sup> respectivamente. Por el contrario el sedimento obtenido en el suelo quemado fue notablemente superior. En la parcela QS2 se alcanzó un máximo con 8420 Mg ha<sup>-1</sup>, en la parcela QS1 el sedimento fue de 860 Mg ha<sup>-1</sup> y finalmente la parcela QS3 fue la de menor erosión con 300 Mg ha<sup>-1</sup>. El rebajamiento promedio que repre-

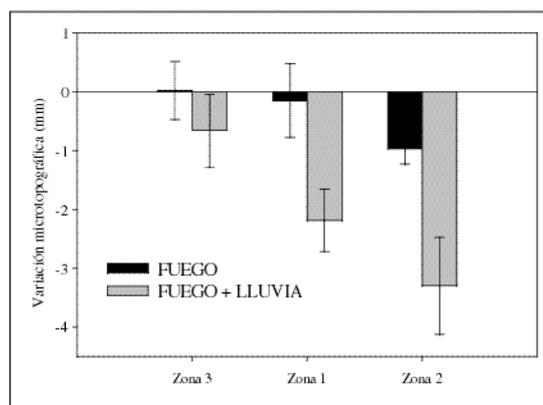


Figura 5. Rebajamiento promedio (mm) en suelo quemado en parcelas control (QC) y en suelo quemado sometido a simulación torrencial (QS).  
Figure 5. Surface lowering (mm) on burned soil in control plots (QC) and soil burned under torrential simulated rainfall (QS).

Tabla 4. Erosión del suelo según tratamientos aplicados en las tres zonas de estudio. Los datos se expresan en valores totales de suelo movilizado ( $Mg\ ha^{-1}$ ) en las parcelas quemadas y sin quemar en ambos casos sometidas a lluvia torrencial simulada, así como también en mm de rebajamiento en el segundo caso. *Table 4. Soil erosion by treatments in the study area. Data are presented as total erosion value ( $Mg\ ha^{-1}$ ) in burnt and no burnt plots both under simulated torrential rainfall. In the second case data of soil lowering (mm) also are presented.*

		Zona 1	Zona 2	Zona 3
No quemado+lluvia	Sedimentos ( $Mg\ ha$ )	60	20	50
Quemado+lluvia	Sedimentos ( $Mg\ ha$ )	860	8420	300
	Rebajamiento del suelo (mm)	2.18	3.30	0.66

sentan estos valores de erosión del suelo es de (-3.30 mm) en QS2, (-2.18 mm) en QS1, y (-0.66 mm) en QS3 (Fig.5). Los resultados generales del suelo erosionado en las tres laderas se muestran en la tabla 4.

Como consecuencia de la aplicación del tratamiento de lluvia torrencial en el suelo quemado se produjeron importantes cambios en la distribución y cubrimiento de los restos orgánicos tras el incendio, así como en la cobertura de ceniza y en la proporción del suelo desnudo. En la figura 6 se muestra la variación de tales restos tras el incendio experimental en las parcelas control (QC) y antes y después de las simulaciones de lluvia en las parcelas correspondientes (QS).

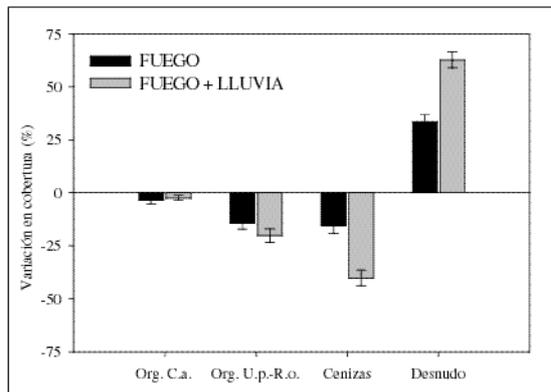


Figura 6. Variación de la cobertura representada por los restos de *Cistus albidus* (Org. C.a.) *Ulex parviflorus* y *Rosmarinus officinalis* (Org. U.p.- R.o.), ceniza y suelo desnudo en parcelas sometidas a lluvia torrencial inmediatamente tras la quema experimental (clave Fuego) y la simulación de lluvia (Clave Fuego+lluvia).

*Figure 6. Soil cover variations; remnants of Cistus albidus, (Org. C.a.) Ulex parviflorus and Rosmarinus officinalis (Org. U.p.- R.o.), ash and bare soil in plots under torrential simulated rainfall. Key: Fuego (fire) + lluvia (rainfall) refer applied treatments.*

Tabla 5. Análisis de varianza, resultados generales. Grados de libertad 1.

*Table 5. Analysis of variance, global results. Degree of freedom 1.*

	Suma cuadrados	F	P
<i>Cistus albidus</i>	0.157	1.322	0.251
Tiempo	0.125	1.673	0.074
Tiempo * C.a.	0.004	0.224	0.637
<i>Ulex+Rosmarinus</i>	0.532	3.528	0.061
Tiempo	4.254	62.405	<0.001
Tiempo * U-R	0.125	1.840	0.176
Cenizas	7.000	41.594	<0.001
Tiempo	11.250	119.452	<0.001
Tiempo * cenizas	2.188	23.230	<0.001
Suelo desnudo	5.252	29.744	<0.001
Tiempo	33.543	397.340	<0.001
Tiempo * suelo desnudo	3.063	36.277	<0.001

El análisis estadístico señala además que los restos de *Cistus albidus* parecen ser los que más perduran en el tiempo. A los dos meses del fuego su cubrimiento seguía siendo muy semejante al registrado inmediatamente tras el incendio ( $F= 1.673$ ,  $p= 0.074$ , tabla 5), mientras que los restos de *Ulex parviflorus-Rosmarinus officinalis* se mantuvieron menos tiempo que los de *Cistus albidus* ( $p< 0.05$ , véase valores F de ambas especies en la tabla 5), e incluso a los dos meses del incendio su cubrimiento había descendido de modo apreciable ( $F= 62.405$ ;  $p< 0.001$ ).

Las cenizas fueron los restos del incendio que menos tiempo permanecieron en las parcelas ( $F= 119.452$ ,  $p< 0.001$ ) y como consecuencia principal la superficie de suelo desnudo se incrementó en el tiempo ( $F= 397.340$ ,  $p< 0.001$ ; véase tabla 5).

En consecuencia, la simulación de lluvia torrencial afectó a los restos orgánicos de modo distinto. En el caso de *Cistus albidus* y *Ulex parviflorus - Rosmarinus officinalis* no variaron de manera significativa tras la simulación de la lluvia ( $p= 0.251$  y  $0.061$ , respectivamente) mientras que se observó una notable pérdida de cenizas ( $F= 41.594$ ,  $p< 0.001$ ) lo cual produjo que el porcentaje de superficie con suelo desnudo se incrementara significativamente ( $F= 29.744$ ,  $p< 0.001$ , tabla 5).

#### 4. Discusión

En los fuegos experimentales realizados el consumo de hojarasca y la producción de cenizas han resultado ser diferentes a los reseñados en quemadas

de aulagares y comunidades semejantes. Así, nuestros resultados son superiores a los presentados por Soto *et al.* (1997), quienes citan consumos de entre 8.4 y 8.7 g m<sup>-2</sup> en quemas de baja intensidad, mientras Carreira y Niell (1995) indican un consumo de 63%, valor intermedio a los obtenidos en Onil. En general en comunidades parecidas se suelen reseñar valores de consumo inferiores a los aquí descritos (DeBano & Conrad, 1978; Canadell & Fontanillas 1987; Maggs, 1988). En consecuencia, nuestros datos parecen confirmar la extremada combustibilidad de la especie dominante *Ulex parviflorus* y la elevada severidad que pueden alcanzar los incendios sobre estas comunidades. Del mismo modo, nuestros resultados sugieren que el fuego se puede comportar dentro de la misma comunidad con una extremada variabilidad espacial incluso bajo condiciones muy similares, con posibles consecuencias en los procesos de erosión.

La respuesta hidrológica en el suelo quemado ha sido muy semejante a la descrita en investigaciones y condiciones similares (Cerdà *et al.*, 1995; Frasier *et al.*, 1998; Hester *et al.*, 1997), con las que coincide en su rapidez, cuantía y tasas, y es superior a la producida en suelo no quemado. Por su parte, la vegetación de porte arbustivo controla de manera muy eficaz la erosión del suelo, incluso cuando se produce una precipitación extrema como la simulada en este trabajo (González Hidalgo *et al.*, 2003). Sin embargo la desaparición por un incendio de la vegetación incrementa de manera considerable la erosión hídrica. En las tres laderas estudiadas la relación entre el sedimento producido entre parcelas quemadas y no quemadas es de 6.5:1 en la Zona 3; 14:1 en la Zona 1, y 423:1 en la Zona 2. Estos valores concuerdan con los obtenidos en comunidades semejantes por Soto *et al.* (1997) y Carreira y Niell (1995), quienes encontraron incrementos de erosión de 13 y 16 entre suelo quemado y no quemado, aunque Scott y Van Wyk (1990), y Castillo *et al.* (1997) reducen estas proporciones a valores de 4:1 y 2:1 respectivamente.

Por otra parte, el incremento de la erosión en el suelo quemado coincide con el aumento descrito otros ambientes semejantes de la cuenca mediterránea (Díaz-Fierros *et al.*, 1987; Soto *et al.*, 1991; Giovannini & Lucchesi, 1991; Andreu *et al.*, 1994; Soler *et al.*, 1994). Del mismo modo que las magnitudes son semejantes a las descritos por otros

autores durante un solo evento de precipitación en ambientes mediterráneos bajo diferentes condiciones y métodos de trabajo (Imeson, 1983; Albaladejo & Stocking, 1989; González Hidalgo, 1992; Bautista, 1999), entre las que destacamos el caso extremo señalado por Sánchez (1997), quien cita una pérdida de suelo de más de 5000 g m<sup>-2</sup> durante un único suceso de lluvia torrencial en la provincia de Alicante.

Finalmente, también la elevada variabilidad que hemos encontrado entre las diferentes parcelas quemadas es semejante a la encontrada en ambientes mediterráneos (Romero-Díaz *et al.*, 1988; Bautista, 1999). Dicha variabilidad espacial parece además ser la razón principal de las discrepancias observadas entre distintos autores para relacionar los efectos del fuego con la erosión. En efecto, frente a numerosos investigadores que relacionan el aumento de la erosión del suelo tras el incendio (Giovannini & Lucchesi, 1991; Andreu *et al.*, 1994; Rubio *et al.*, 1997; Inbar *et al.*, 1998), en otros casos se ha indicado que los efectos del fuego sobre los procesos de erosión eran despreciables (DeBano, 1976) o simplemente que, si bien inmediatamente tras el fuego se producía un aumento de la escorrentía y la erosión, las pérdidas directas eran escasas, muy bajas (Kutiel, 1994), e incluso nulas (Kutiel & Inbar, 1993).

En nuestros resultados el hecho más destacado es la variabilidad espacial de la erosión observada en el suelo quemado y entendemos que puede ser explicada, al menos parcialmente, si tenemos en consideración los factores que controlan el comportamiento del fuego y sus eventuales efectos sobre la erosión del suelo.

Se ha reconocido que el principal efecto del fuego sobre la erosión depende de su severidad (Soler *et al.*, 1994; Rubio *et al.*, 1997; Inbar *et al.*, 1998), y en nuestros resultados existe una relación entre la severidad de la quema experimental y el sedimento producido. En la ladera 2 la quema experimental fue notablemente más severa que en las laderas 1 y 3, y lo mismo ocurrió con el sedimento producido. Del mismo modo la severidad de la quema fue más elevada en la ladera 1 que en la 3, con el mismo resultado en el suelo erosionado.

En lógica consecuencia, parece razonable aceptar en nuestro caso que existe una relación entre la severidad del fuego de las quemas experimentales y la erosión posterior. De este modo, la menor ero-

sión del suelo allí donde la severidad del incendio ha sido menor parece depender directamente de la presencia de la capa de residuos vegetales, los cuales pueden jugar un papel extremadamente importante por proteger al suelo tanto del impacto directo de la gota de lluvia como del arrastre por arrollada. Así, un fuego poco severo, con temperaturas no muy elevadas y mantenidas poco tiempo, no es capaz de consumir la vegetación y el mantillo de manera completa, por lo que produce una capa de restos orgánicos persistentes que protegen la superficie de la erosión cuando la vegetación ha desaparecido. Por el contrario, un fuego severo es capaz de destruir tanto la vegetación como consumir los eventuales restos de la misma, dejando la superficie con una cubierta de cenizas de fácil eliminación y que expone la superficie tanto al impacto directo de la gota de lluvia como al flujo, eliminando además eventuales barreras a la escorrentía superficial, favoreciendo en suma la erosión (Hester *et al.*, 1997; Johansen *et al.*, 2001).

Los resultados parecen reflejar además que existe una clara relación entre los parámetros que hemos empleado para estimar la severidad de los incendios y el riesgo erosivo posterior. Los fuegos menos severos, caracterizados por temperaturas menos elevadas en la superficie, son la causa de que la vegetación no calcinada produzca restos orgánicos que se mantienen en el tiempo y puedan ejercer un importante papel protector del suelo cuando la vegetación ha desaparecido.

Estos restos orgánicos no se distribuyen de forma continua en el espacio. Las características de la vegetación previa, tales como las variaciones en el contenido de humedad y las diferencias de la continuidad horizontal y vertical de la vegetación (Baeza *et al.*, 2002), originan las variaciones espaciales de la severidad del fuego. La consecuencia de esta diversidad espacial de la severidad del fuego es que a su paso se origina un mosaico de microambientes con características diferenciadas ante los procesos erosivos (Imeson *et al.*, 1992; Morin & Kosovsky, 1993; Kutiel *et al.*, 1995).

En este contexto, la resiliencia de la vegetación pareciera ser el factor clave en la lucha contra la erosión y degradación del suelo (Castillo *et al.*, 1997). En nuestro caso, allí donde la erosión resultó ser más intensa la recuperación vegetal posterior al incendio, ha resultado ser mucho menor (De Luís *et al.*, 2001); más aún, la herbácea

*Brachypodium retusum*, que parece ser la especie clave en dicho proceso de recuperación, es una de las especies más severamente dañadas por la lluvia torrencial (De Luís, 2002; De Luis *et al.*, 2003), por lo que la reducción de la superficie ocupada por esta especie podría producir una degradación progresiva que llevase a una situación irreversible en ambientes semiáridos como en donde se ha efectuado este estudio.

En resumen, las interacciones de las dos perturbaciones estudiadas sobre el la erosión parecen responder a un fenómeno complejo en el que la severidad del fuego y su variabilidad espacial parecen actuar como claves en el proceso erosivo.

## 5. Conclusiones

El incremento de la frecuencia de los fuegos en el occidente mediterráneo durante las últimas décadas ha favorecido la expansión de los aulagares mediterráneos cuya inflamabilidad, incluso en condiciones atmosféricas no extremas, es capaz de generar fuegos muy severos por lo que dichas comunidades están sometidas a un evidente peligro de degradación y el espacio por ellas ocupado a un claro riesgo erosivo. Bajo tales condiciones, las prácticas de gestión generalizadas que recomiendan quemas prescritas no parecen ser el método más óptimo para reducir su vulnerabilidad de estas comunidades, debido a la evidente degradación que pueden producir.

La interacción entre el fuego y la lluvia torrencial es un fenómeno complejo en el que la variación de la severidad del fuego y su variabilidad a microescala son un factor clave. Nuestros resultados sugieren que en los aulagares mediterráneos estudiados existe una relación entre la severidad del fuego y la pérdida de suelo. La temperatura superficial y el consumo de la hojarasca durante el fuego parecen ser en consecuencia unos indicadores adecuados del riesgo de erosión posterior al incendio.

## Agradecimientos

Este trabajo se ha desarrollado dentro del proyecto de investigación MICYT CLI99-0957.

## Referencias bibliográficas

- Albaladejo, J. & Stocking, M. (1989). Comparative evaluation of two models in predicting storm soil loss from erosion plots in semiarid Spain. *Catena*, 16, 227-236.
- Andreu, V., Rubio, J.L., Forteza, J. & Cerní, R. (1994). Long term effects of forest fires on soil erosion and nutrient losses. En: M. Sala & J.L. Rubio (Eds.) *Soil Erosion of Forest Fires*. Geofoma Ediciones, Logroño, 79-90.
- 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, 69-8.
- Armengot-Serrano R. (1994). Las precipitaciones extraordinarias. En: A. Pérez Cueva (Dir.) *Atlas climàtic de la Comunitat Valenciana*. Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports. Generalitat Valenciana, Col.lecció Territori, Nº 4, 98-99.
- Baeza, M. J., De Luis, M., Raventós, J. & Escarré, A. (2002). Factors influencing fire behaviour in shrublands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk. *Journal of Environmental Management*, 65, 199-208.
- Bautista, S. (1999). *Regeneración post-incendio de un pinar (Pinus halepensis, Miller) en ambiente semiárido. Erosión del suelo y medidas de conservación a corto plazo*. Tesis de Doctorado, Departamento de Ecología. Universidad de Alicante (España), 238 pp.
- Camarasa, A. & Segura, F. (2001). Flood events in Mediterranean ephemeral streams (ramblas) in Valencia region, Spain. *Catena*, 45, 229-249.
- Canadell, J. & Fontanillas, I. (1987). Els efectes del foc sobre el sol i els nutrients de l'ecosistema. *Quaderns d'Ecologia Aplicada*, 10, 145-156.
- Carreira, J.A. & Niell, F.X. (1995). Mobilization of Nutrients by Fire in a Semiarid Gorse-Scrubland Ecosystem of Southern Spain. *Arid Soil Research & Rehabilitation*, 9, 73-89.
- Castillo, V.M., Martínez-Mena, M. & Albaladejo, J. (1997). Runoff and soil loss response to vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 1116-1121.
- Cerdà, A. (1998). Soil aggregate stability under different Mediterranean vegetation types. *Catena*, 32, 73-86.
- Cerdà, A., Imeson, A.C. & Calvo, A. (1995). Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at La Costera, Valencia, southeast Spain. *Catena*, 24, 289-304.
- De la Torre, A. & Alías, L. (1996). *Suelos y vegetación en el Alto Vinalopó*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alicante, Alicante, 139 pp.
- De Luis, M. (2000). *Estudio Espacial y Temporal de las Tendencias de Lluvia en la Comunidad Valenciana (1961-1990)*. Geofoma Ediciones e Instituto de Cultura Juan Gil-Albert, Logroño, 112 pp.
- De Luis, M. (2002). *Fuego y lluvias torrenciales: implicaciones hidrológicas y consecuencias en la regeneración vegetal*. Tesis de Doctorado, Departamento de Ecología. Universidad de Alicante (España), 478 pp.
- De Luis, M., Raventós, J., González-Hidalgo, J.C., Sánchez, J.R. & Cortina, J. (2000). Spatial analysis of rainfall trends in the region of Valencia (East Spain). *International Journal of Climatology*, 20, 1451-1469.
- De Luis, M., García-Cano, M.F., Cortina, J., Raventós, J., González-Hidalgo, J.C. & Sánchez, J.R. (2001). Climatic trends, disturbances and short-term vegetation dynamics in a Mediterranean shrubland. *Forest Ecology & Management*, 147, 25-37.
- 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* (en prensa, aceptada su publicación).
- DeBano, L.F. (1976). Nutrients lost in debris and runoff water from a burned chaparral watershed. Proceedings of the *Third Federal Inter-Agency Sedimentation Conference*, U.S. Department of Agriculture 3-27, 3-13. Washington, D.C.
- DeBano, L.F. & Conrad, C.E. (1978). Effects of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology*, 59, 489-497.
- Díaz-Fierros, 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 (N.W. Spain). *Catena*, 14, 189-199.
- Díaz-Fierros, F., Benito Rueda, E. & Pérez, M.R. (1990). Solute loss and soil erosion in burned soil from Galicia (NWSpain). En: J.G. Goldammer & M.J. Jenkins (Eds.) *Fire and Ecosystems Dynamics: Mediterranean and Northern Perspective*. SPB Academic Publishing, 103-116.
- Doerr, S.H., Shakerby, R.A. & Walsh, R.P. (2000). Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Reviews*, 51, 33-65.
- Egozcue, J.J. & Ramis, C. (2001). Bayesian hazard analysis of heavy precipitation in eastern Spain. *International Journal of Climatology*, 21, 1263-1279.
- Frasier, G.W., Trlica, M.J., Leininger, W.C., Pearce, R.A. & Fernald, A. (1998). Runoff from simulated rainfall in 2 montane riparian communities. *Journal of Range Management*, 51, 315-322.
- Giovannini, G. & Lucchesi, S. (1991). Is the vegetative cover the primary factor controlling erosion in burned soils?. En: M. Sala & J.L. Rubio (Eds.) *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geofoma, Logroño, 1-16.
- Giovannini, G. & Lucchesi, S. (1993) Effects of fire on soil physico chemical characteristics and erosion dynamics. En: L. Trabaud & R. Prodon (Eds.) *Fire in mediterranean Ecosystems*. Commission of the European Communities. Brussels, 403-412.
- González-Hidalgo, J.C. (1992). *Procesos de erosión del suelo en el semiárido aragonés. Exposición topográfica y cubierta vegetal factores de erosión*. Tesis de Doctorado, Departamento de Geografía, Universidad de Zaragoza (España), 375 pp.
- González-Hidalgo, J.C. (1996). *Los índices de agresividad de la lluvia y su aplicación en la valoración de la erosión del suelo*. Sociedad Española de Geomorfología, Geofoma, Logroño, 37 pp.
- González-Hidalgo J.C., De Luis, M., Raventós, J. & Sánchez J.R. (2001). Spatial distribution of seasonal rainfall trends in a

- western Mediterranean area. *International Journal of Climatology*, 21, 843-860.
- González Hidalgo J.C., De Luis M., Raventós J., Cortina J. & Sánchez J.R. (2003). Hydrological response of mediterranean gorse shrubland under extreme rainfall simulation event. *Zeitschrift für Geomorphologie* (en prensa, aceptada su publicación).
- Greene, R.S.B., Chartres, C.J. & Hodgkinson, J.M. (1990) The effects of fire on the soil in a degraded semi-arid woodland. 1. Cryptogam cover and physical and microbiological properties. *Australian Journal of Soil Research*, 28, 755-779.
- 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.
- Imeson, A.C. (1983). Studies of erosion thresholds in semi-arid areas: field measurements of soil loss and infiltration in northern Morocco. *Catena Suppl.*, 4, 79-89.
- Imeson, A.C., Verstraten, J.M., van Mulligen, E.J. & Sevink, J. (1992). The effect of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean burnt forest (Spain). *Catena*, 19, 345-362.
- 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.
- Johansen, M.P., Hakonson, T.E. & Breshears, D.D. (2001). Post-fire runoff and erosion from rainfall simulation: contrasting forests with shrublands and grasslands. *Hydrological Processes*, 15, 2953-2965.
- Kutiel, P. (1994). Fire and ecosystem heterogeneity: a Mediterranean case study. *Earth Surface Processes & Landforms*, 19, 187-194.
- Kutiel, P. & Inbar, M. (1993). Fire impact on soil nutrients and soil erosion in a Mediterranean pine forest plantation. *Catena*, 20, 129-139.
- Kutiel, P., Lavee, H., Segev, M. & Benyamini, Y. (1995). The effect of fire-induced surface heterogeneity on rainfall-runoff-erosion relationships in an eastern Mediterranean ecosystem, Israel. *Catena*, 25, 77-87.
- Llasat, M.C. & Puigcerver, M. (1994). Meteorological factors associated with floods in the North-Eastern part of the Iberian Peninsula. *Natural Hazards*, 9, 81-93.
- Maggs, J. (1988). Organic matter and nutrients in the forest floor of *Pinus elliotti* plantation and some effects of prescribed burning and superphosphates addition. *Forest Ecology & Management*, 23, 105-119.
- Magunda, M.K., Larson, W.E., Linden, D.R. & Nater, E.A. (1997). Changes in microrelief and their effects on infiltration and erosion during simulated rainfall. *Soil Technology*, 10, 57-67.
- Meyer, G.A., Pierce, J.L., Wood, S.H. & Jull, A.J.T. (2001). Fire, storms, and erosional events in the Idaho batholith. *Hydrological Processes*, 15, 3025-3038.
- Moreno, J.M., Vázquez, A., & Vélez, R. (1998). Recent history of forest fires in Spain. En: J.M. Moreno (Ed.) *Large Forest Fires*. Backbuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 159-185.
- Morin, J. & Kosovsky, A. (1993). Infiltration of natural rain. In: J. Morin (Ed.), *Evaluating and Predicting the Spatial and Temporal Variability of Storm Runoff Generation in Watershed of Arid and Semiarid Regions*. Final report of *BARD Research Project I*, 85-108.
- Piñol, J., Terradas, J. & Lloret, F. (1998). Climate warming, wildfire hazard and wildfire occurrence in coastal eastern Spain. *Climatic Change*, 38, 345-357.
- Romero, R., Guijarro, J.A., Ramis, C. & Alonso, S. (1998). A 30-year (1964-1993) daily rainfall data base for the Spanish Mediterranean regions: first exploratory study. *International Journal of Climatology*, 18, 541-560.
- Romero-Díaz, A., Lopez-Bermudez, F., Thornes, J.B., Francis, C.F. & Fisher, G.C. (1988). Variability of overland flow erosion rates in a semi-arid Mediterranean environment under matorral cover. Murcia (Spain). *Catena Suppl.*, 13, 1-11.
- Römken, M.J.M., Prasad, S.N. & Whisler, F.D. (1990). Surface sealing and infiltration. In: M.G. Anderson & T.P. Burt (Eds.) *Process Studies in Hillslope Hydrology*. John Wiley & Son, New York, 127-172.
- Rowe, J.S. (1983). Concepts of fire effects on plant individuals and species. In: R.W. Wein & D.A. MacLean (Eds.), *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. John Wiley & Son, New York, 135-154.
- 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. (1997). *Estimación de pérdidas erosivas inducidas por las técnicas de preparación del suelo previa a la reforestación en el sur de la Comunidad Valenciana*. Tesis de doctorado, Departamento de Ecología, Universidad de Alicante (España), 190 pp.
- Scott, D.F. & Van Wyk, D.B. (1990). The effects of wildfire on soil wettability and hydrological behaviour of an afforested catchment. *Journal of Hydrology*, 121, 239-256.
- Soler, M., Sala, M. & Rubio, J.L. (1994). Post fire evolution of runoff and erosion during an eighteen month period. En: M. Sala & J.L. Rubio (Eds.) *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma, Logroño, 149-161.
- Soto, B., Basanta, R. & Diaz-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.
- Soto, B., Benito Rueda, E., Basanta, M. & Diaz-Fierros, F. (1991) Influence of antecedent soil moisture on pedological effects of fire. En: M. Sala & J.L. Rubio (Eds.) *Soil Erosion and Degradation as a Consequence of Forest Fires*. Geoforma, Logroño, 29-39.
- Wells, C.G., Campbell, R.E., Debano, L.F., Lewis, C.E., Fredriksen, R.L., Franklin, E.C., Froelich, R.C. & Dunn, P.H. (1979). *Effects of fire on soils. A state-of-knowledge review*. U.S.D.A. For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-7.

Recibido 31 de marzo de 2003.

Aceptado 11 de juli de 2003.