



Implicaciones hidrodinámicas de una quema prescrita de baja intensidad en condiciones forestales mediterráneas

Hydrodynamic effects of a low intensity prescribed fire under mediterranean forest conditions

Hueso-González, P.⁽¹⁾; Martínez-Murillo, J.M.⁽¹⁾; Ruiz-Sinoga, J.D.⁽¹⁾

(1) Departamento de Geografía, Universidad de Málaga. Instituto de Geomorfología y Suelos (IGSUMA). Andalucía Tech. Campus de Teatinos s/n, 29071, Málaga, España. phueso@uma.es

Resumen

Este estudio evalúa las consecuencias hidrodinámicas de una quema prescrita en un área forestal mediterránea seca. La quema fue de baja intensidad y se realizó con el fin de controlar la acumulación de biomasa y reducir el riesgo de futuros incendios. A corto plazo, la respuesta de escorrentía y erosión en el área quemada presentó una mayor magnitud a la de los suelos no quemados. Esto implicó que, inicialmente, el umbral de precipitación necesario para activar la escorrentía en el conjunto quemado fuese inferior al requerido en la condición natural. Esto se debía a que, en los primeros meses tras la quema, más del 85% del total de la superficie de las parcelas quemadas estaba actuando como área de fuente para la producción de escorrentía. Sin embargo, en el segundo año, el porcentaje disminuyó muy rápidamente, principalmente por el rebrote de plantas anuales y arbustos. Dos años después de la quema, se observó como la superficie con cubierta vegetal en las parcelas quemadas fue un 16,1% mayor que en las parcelas control. Este hecho implicaba que, en el medio-largo plazo, el fuego prescrito no solo conseguía reducir el riesgo de sufrir incendios forestales severos, si no que permitía aumentar la tasa de recubrimiento vegetal frente áreas no quemadas.

Palabras clave: erosión; escorrentía; fuego prescrito; cuenca mediterránea; vegetación; resiliencia.

Abstract

This study examines the effects of a prescribed fire on soil hydrology in the Sierra Tejeda, Almijara y Alhama natural park (Málaga, Spain). The prescribed forest fire was conducted in 2011 to reduce understory vegetation and so prevent potential severe wildfires. In the short term, the response of runoff and erosion in the burned plots presented a greater intensity than in the unburned plots. This implies that, in the initial months following fire, the threshold for generation of overland flow in the burnt plots was reached with lower rainfall amount



or intensity. This can be explained because, initially, more than 85% of the total area of the burnt plots was acting as source area for runoff. However, the percentage of source area decreased very rapidly during the second year following the fire, principally through the regrowth of herbaceous plants and shrubs. Thus, we found that the percentage cover of shrub or annual plants was 16.1% higher in the burnt plots than in the unburnt areas. This implies that, in the medium to long term, prescribed fire reduced the risk of severe fires and enhanced vegetation growth relative to unburnt areas.

Key words: erosion; runoff; prescribed fire; Mediterranean basin; vegetation; resilience.

1. Introducción

El fuego constituye una perturbación natural que afecta a la mayoría de los ecosistemas terrestres (Buhk *et al.*, 2007; Outeiro *et al.*, 2008 ; Mataix-Solera *et al.*, 2009). Es un elemento, que bien de manera natural o bien utilizado por el hombre, ha modelado la mayoría de las áreas forestales del planeta (Nearby *et al.*, 2005; Martínez-Murillo *et al.*, 2016). Como elemento natural, ha contribuido a la selección de especies, a la composición de las formaciones vegetales y a su estabilidad (González-Pelayo *et al.*, 2015 ; Fonseca *et al.*, 2017). Sin embargo, los efectos destructores o renovadores del fuego son variados y dependientes de algunos factores como son: (i) aquellos inherentes al incendio (frecuencia, intensidad, severidad, tamaño, forma del incendio y época) y; (ii) aquellos relativos a las condiciones físicas y de vegetación del área afectada (clima, geomorfología, topografía, suelo, composición florística y fenología) (Certini, 2005; Alcañiz *et al.*, 2016).

En las áreas mediterráneas, el fuego se ha convertido en un factor de origen eminentemente antrópico con una ocurrencia mucho mayor de lo que lo hacía de forma natural (Pausas y Keeley, 2009 ; Cerdà y Mataix-Solera, 2009). Además, la configuración y estructura de los ecosistemas mediterráneos, produce incendios de gran severidad con un elevado poder de propagación que resultan muy difíciles de extinguir y que, por tanto, generan en la mayoría de los casos, resultados adversos en los ecosistemas (Úbeda *et al.*, 2005; Piqué *et al.*, 2011; Hueso-González *et al.*, 2018). Los efectos directos sobre la biogeocenosis

pueden llegar a ser muy importantes, pero algunos efectos indirectos, como puede ser el caso de la erosión, pueden ser catastróficos y, en algunas zonas, podrían producir o acelerar la desertificación (Cerdà y Doerr, 2005; Cerdà y Mataix-Solera, 2009; Shakesby, 2011; Martínez-Murillo *et al.*, 2016)

Bajo este paradigma, Alcañiz *et al.* (2014) señalaron que mantener las estructuras forestales con bajos niveles de combustible ayudaría a prevenir la recurrencia de incendios. Por ello, en la gestión forestal de áreas mediterráneas es sumamente importante diseñar estrategias silvícolas capaces de minimizar tanto la incidencia como los impactos de los incendios (Armas-Herrera *et al.*, 2016; Hueso-González *et al.*, 2016). Entre las prácticas de gestión más habituales se encuentran la reducción de la vegetación superficial, la eliminación del combustible vertical, la creación de claros, la plantación de especies que formen estructuras forestales con bajos niveles de vulnerabilidad al fuego o las quemadas prescritas (Aroncena y Opió, 2003; Fernandes y Rigolot, 2007).

Las quemadas prescritas se han definido como el uso planificado del fuego bajo unas condiciones climáticas, topográficas y de combustible conocidas, con el fin de lograr unos objetivos de gestión precisos y claramente definidos (Outeiro *et al.*, 2008). A corto plazo, tratan de controlar la acumulación de biomasa y reducir el riesgo de futuros incendios (Alcañiz *et al.*, 2016; Martínez-Murillo *et al.*, 2016). A largo plazo, se han asociado con efectos ecosistémicos positivos como son la regeneración de especies dependientes del fuego, la mejora de hábitats forestales, la promoción de

usos recreativos o el incremento de las áreas de pastoreo (Afif y Oliveira, 2006; Alcañiz *et al.*, 2014). Pese a ello, en las áreas mediterráneas, aún existen ciertas reticencias a su uso (Martínez-Ruiz, 2001; Mataix-Solera *et al.*, 2007). Esto se debe a que el fuego prescrito es capaz de modificar las propiedades físicas, químicas e hidrológicas de los suelos (Certini, 2005; Mataix-Solera *et al.*, 2012). Así, un estudio de González-Pérez *et al.* (2004) demuestra que las quemas podrían estar relacionadas con la disminución en el contenido de carbono orgánico de los suelos. Además, las modificaciones encontradas en la textura de algunos suelos quemados se asocian con un aumento de las tasas de escorrentía, esperándose también mayores tasas de erosión (Giovannini *et al.*, 2001; Úbeda *et al.*, 2005; Úbeda y Outeiro, 2009). En este sentido, se ha demostrado que la recuperación de la vegetación parece ser el factor principal que limita los daños sufridos por las quemas prescritas (De Luis *et al.*, 2001; Cerdà y Doerr, 2005; Alcañiz *et al.*, 2014; Fonseca *et al.*, 2017). Así, Andreu *et al.* (2001) han establecido que los primeros cuatro meses tras la quema son fundamentales de cara a la restauración, pues las pérdidas de suelo podrían aumentar considerablemente por la falta de cubierta vegetal. Sin embargo, la capacidad de regeneración de los ecosistemas ha demostrado ser bastante variable y dependiente del tipo de quema o de las condiciones climáticas del área afectada (Beyers, 2004; Fernandes *et al.*, 2013).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad de recuperación de un ecosistema forestal mediterráneo tras el uso de una quema prescrita de baja intensidad. Concretamente, este estudio se realizó en un área experimental de monte mediterráneo donde los incendios son una amenaza frecuente y recurrente. En el trabajo, planteábamos la hipótesis de que el uso de una quema prescrita de baja intensidad podría condicionar la respuesta hídrica del ecosistema y, consecuentemente, la capacidad de resiliencia del mismo. Los objetivos específicos del estudio fueron: (i) determinar aquellos cambios en la producción de escorrentía y sedimentos derivados del uso

de quemas prescritas y; (ii) evaluar la resiliencia del ecosistema mediterráneo al impacto de las quemas prescritas.

2. Metodología

2.1. Área de estudio

El área experimental “El Pinarillo” se encuentra ubicada a 470 m.s.n.m., en la parte alta de un abanico aluvial formado por conglomerados calcáreos y dentro del Parque Natural Sierra Tejeda, Almijara y Alhama (sureste de España; X: 424.242 m, Y: 4.073.098 m; UTM30N/ED50) (Fig. 1). El clima es mediterráneo-seco con una temperatura media de 18°C y una precipitación media 589 mm año⁻¹. La vegetación dominante se trata de un bosque de pino abierto acompañado del típico matorral mediterráneo. Concretamente, las parcelas experimentales objeto de este estudio se encuentran ubicadas en una zona agrícola abandonada en los años 50 del siglo XX y actualmente recolonizada, de forma natural, por matorral y herbáceas (*Lavandula stoechas* L., *L. multifida* L., *Cistus albidus* D., *Rosmarinus officinalis* L., *Thymus capitatus* L., y *Rhamnus alaternus* L.). Además, en los años 1975 y 1991, el área experimental se vio sometida a los efectos de dos grandes incendios forestales de origen antrópico.

Los suelos son de tipo Leptosoles líticos y eútricos con textura franco arenosa (arena = 26,4%, limo = 14,1%, arcilla = 3,5%) y presentan un elevado contenido en gravas (partículas gruesas = 56%) (Tabla 1). El perfil edáfico dominante es tipo ACk/Bw, resultado de una elevada fracturación en la roca madre y con contenido de carbono orgánico medio-bajo (FAO-WRB, 2014).

2.2. Diseño experimental

El estudio se basó en la comparación de parcelas quemadas (Q) con parcelas control (condición natural). Cada tratamiento (Q y CN) se replicó en cuatro parcelas de erosión

Tabla 1. Propiedades del suelo bajo condiciones naturales en el área experimental El Pinarillo. Octubre 2010. CIC: capacidad de intercambio catiónico; CT: carbono total; NT: nitrógeno total; C/N: ratio carbono/nitrógeno; EC: conductividad eléctrica; SOC: contenido de carbono orgánico; SWC: contenido de agua en el suelo.

Table 1. Soil properties under natural conditions at the experimental site. October 2010. CIC: cationic exchangeable capacity; CT: total carbon; NT: total nitrogen; C/N: carbon/nitrogen ratio; EC: electrical conductivity; SOC: organic carbon content; SWC: soil water content.

| | | |
|--------------------------|-------------------------|---|
| Precipitación anual | (mm año ⁻¹) | 589 |
| Régimen climático | | Seco |
| Especies dominantes | | <i>Chamaerops humilis</i> , <i>Cistus albidus</i> , <i>Rosmarinus officinalis</i> |
| Propiedades del suelo | | |
| <i>Gravas</i> | (%) | 56 |
| <i>Arena</i> | (%) | 26,4 |
| <i>Limo</i> | (%) | 14,1 |
| <i>Arcilla</i> | (%) | 3,5 |
| <i>MAGSs</i> | (%) | 34,1 |
| <i>mAGS</i> | (%) | 64,2 |
| <i>CIC</i> | meq 100 g ⁻¹ | 120,4 |
| <i>CT</i> | (%) | 12,5 |
| <i>NT</i> | (%) | 0,2 |
| <i>C/N</i> | | 74 |
| <i>SOC</i> | (%) | 2,9 |
| <i>pH</i> | | 8 |
| <i>EC</i> | (μS cm ⁻¹) | 501 |
| Humedad | (%) | 8,7 |
| Conductividad hidráulica | | |
| <i>-0,5 cm</i> | (cm h ⁻¹) | 1,54 |
| <i>-2,0 cm</i> | (cm h ⁻¹) | 0,56 |
| <i>-6,0 cm</i> | (cm h ⁻¹) | 0,42 |
| Capacidad de campo SWC | (%) | 25,2 |
| Punto de marchitez SWC | (%) | 6,4 |
| Agua disponible | (%) | 18,8 |

tipo cerrado (parcelas totales del estudio = 8, tamaño: 2 m de ancho x 12 m de largo, superficie total = 24 m²). Las parcelas se aislaron mediante el uso de lamas de acero (Fig. 1). En la parte más baja de cada parcela, se instaló un depósito colector de 250 L de capacidad para recoger la escorrentía y los sedimentos generados en cada uno de los eventos de precipitación (Fig. 1 y Fig. 2).

La información pluviométrica se ha obtenido de forma automática a partir de una estación meteorológica, HOBO-station-U30, instalada dentro del área experimental en el mes de

abril de 2011 (Fig. 1). Esta estación, que cuenta con un sensor inteligente para el registro de la precipitación modelo "S-RGB_M002", permite tener acceso a los datos de pluviométricos acontecidos de forma casi simultánea en tiempo. Los registros pluviométricos consistieron en anotaciones sucesivas del volumen de lluvia recogidos cada 15 minutos, siendo este valor el promedio del volumen correspondiente a cada minuto de dicho intervalo. Este sensor, estaba configurado para que únicamente cuantificase aquellos registros en los que el volumen fuesen igual o superiores a 0,2 mm.

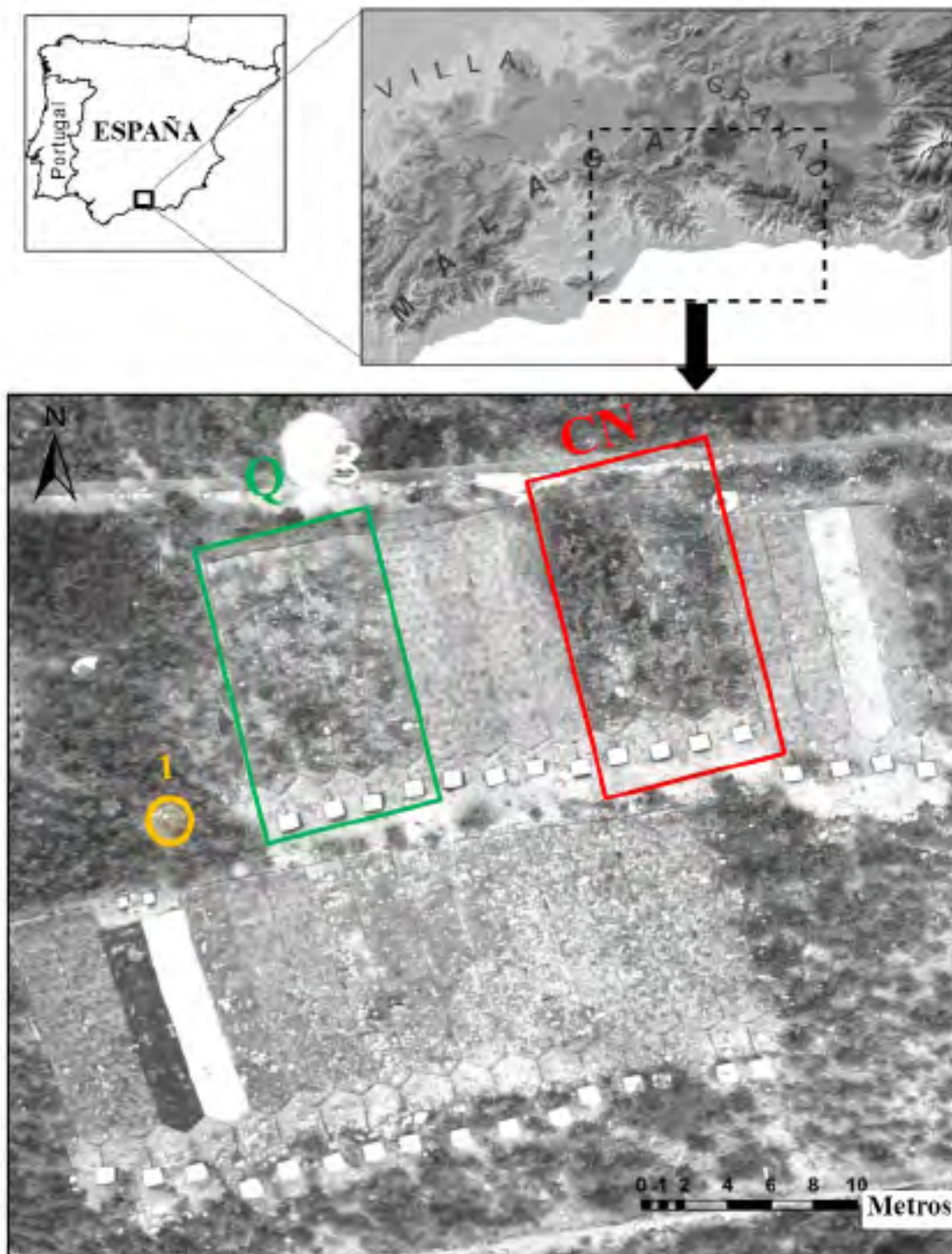


Figura 1. Localización del área experimental "El Pinarillo". Dónde: Q, conjunto quemado; CN, condición natural; 1, estación meteorológica.

Figure 1. Localization of the experimental site "El Pinarillo". Where: Q, prescribed fire plots; CN, natural condition; 1, meteorological station.

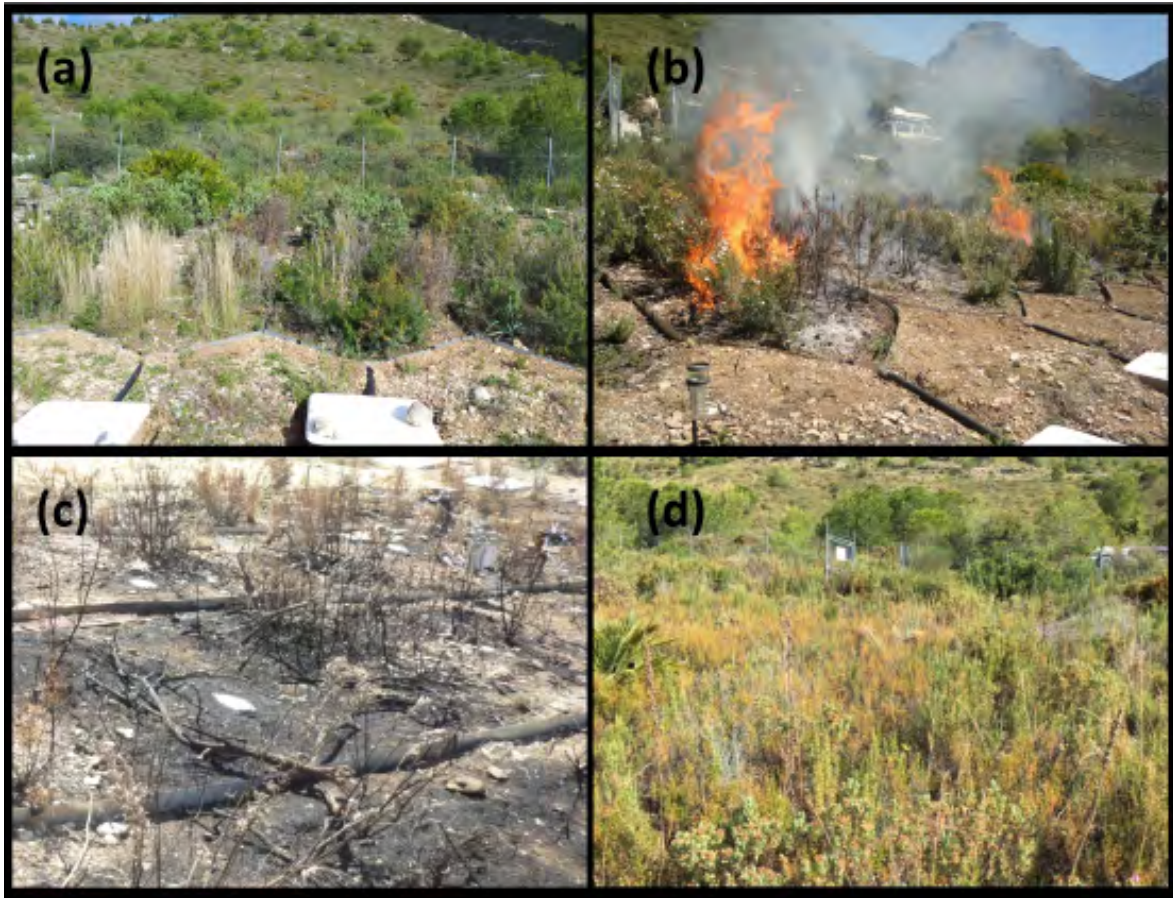


Figura 2. Evolución del conjunto de parcelas sometido a la quema prescrita. Dónde: (a) imagen de las condiciones naturales previas a la quema prescrita, abril del año 2011; (b) imagen durante la quema prescrita, 2 de mayo de 2011; (c) imagen del conjunto quemado 10 días después de la quema prescrita, 12 de mayo de 2011; (d) imagen del conjunto quemado dos años después de la quema prescrita, 2 de mayo de 2013.

Figure 2. Prescribed fire plots along the study period. Where: (a) view of the natural condition plot, prefire, april 2011; (b) view of the burned plot during the prescribed fire, May 2 in 2011; (c) view of the prescribed plot 10 days after the prescribed burnt; May 12 in 2011; (d) view of prescribed plot two years after the burnt, May 2 in 2013.

2.3. Quema prescrita

La quema experimental se diseñó para ser ejecutada cuando la cubierta vegetal fuese máxima, final del período húmedo Mediterráneo (Fig. 2). Concretamente, la superficie de las parcelas cubierta por vegetación fue aproximadamente del 80% (Fig. 2). Las cuatro parcelas tipo Q se quemaron el día 2 de mayo de 2011. La quema se llevó a cabo por los servicios del Plan de Prevención y Extinción de Incendios de Andalucía (INFOCA). La ignición del fuego se aplicó en la parte inferior

de las parcelas, permitiendo que el fuego se moviese hacia la parte superior a través del gradiente de inclinación (pendiente = 7,5%). Las condiciones climáticas en el momento de la quema fueron soleadas, sin viento, con una temperatura del aire de 16,5°C y una humedad del 74%. La temperatura del fuego no se midió, pero la altura de las llamas, ca. 2m, pudo estimarse a partir del análisis de las fotos tomadas durante la quema (Fig. 2). Además, atendiendo a los criterios establecidos por Maia *et al.* (2012), la severidad del fuego se estimó como de baja a moderada. Para

ello, se han seguido los siguiente criterios de observación directa (Maia *et al.*, 2012): (i) los tallos estaban intactos después de la quema y algunos incluso retuvieron todo o parte de su follaje (Ej., *Chamaerops humilis* L.); y (ii) la capa de cenizas (medida aleatoriamente justo después del incendio) no cubría por completo todo el área de las parcelas, presentando una apariencia irregular conformada por áreas con presencias de cenizas negruzcas y grisáceas.

2.4. Hidrodinámica

Durante los cuatro años posteriores a la quema, en cada tratamiento, se evaluó la hidrodinámica del sistema. Concretamente, se midió la cantidad de escorrentía generada y la concentración total de sedimentos emitidos en cada uno de los eventos de precipitación. Así, la escorrentía total se determinó mediante la medida de la altura de la lámina de agua contenida en los contenedores de 250 L. La concentración de sedimentos se estimó a partir de las muestras de escorrentía. Para ello, después de cada evento de escorrentía, se removió el contenido de los depósitos hasta obtener una solución homogénea y se tomaron muestras de alícuota (1 L). Concretamente, para cada depósito, se tomaron tres muestras a diferentes niveles profundidad. En condiciones de laboratorio, estas tres muestras de alícuota por depósito, se mezclaban y se analizaban de forma conjunta.

2.5. Componentes superficiales del suelo

El efecto de la quema prescrita sobre la vegetación del suelo se evaluó mediante el análisis de los componentes superficiales del suelo. Las medidas de los componentes superficiales se realizaron en dos momentos temporales diferentes. Concretamente, siguiendo la metodología propuesta por Calvo-Cases *et al.* (2005), Arnau-Rosalén *et al.* (2008) y Hueso-González *et al.* (2018), las mediciones se realizaron al final del primer período húmedo mediterráneo (tres días después de la quema

prescrita) y al final del segundo período húmedo (dos años después de la quema prescrita). El seguimiento se ha realizado en base a la metodología propuesta por Ruiz-Sinoga y Martínez-Murillo (2009) para caracterizar en detalle los componentes superficiales del suelo. Así, cada parcela fue fotografiada usando una cámara digital Nikon D510 que estaba montada sobre una estructura metálica de 2 m de altura. Tomando de referencia la superficie de 24 m² de las parcelas, para una mejor resolución y encuadre de la fotografía, cada parcela se dividió en tres cuadrantes simétricos de 3 m x 2 m, de tal forma que tres fueron las fotografías tomadas por parcela para cada campaña de muestreo. La cámara fue situada de forma perpendicular a la superficie del suelo, a una altura de 2 m y sobre el centroide de cada cuadrante. Previo a la fotografía, se marcaron las esquinas de cada cuadrante con un GPS Leica 1200, esto resultó de gran utilidad de cara al tratamiento posterior de las imágenes. Estas fotografías sirvieron como punto de partida para la obtención de los mapas de componentes superficiales en cada parcela. El análisis de los componentes superficiales del suelo se realizó atendiendo a la clasificación de áreas fuentes y sumidero para la infiltración propuesta por Pérez-Cabello *et al.* (2008). En el análisis cartográfico se consideró aquellas áreas preferentes para la infiltración del agua de lluvia (áreas sumidero: áreas con pedregosidad superficial $\geq 70\%$, matorral, hojarasca, plantas muertas conectadas al suelo y plantas anuales) y las áreas preferentes para la generación de escorrentía (áreas fuente: afloramientos rocosos, áreas con pedregosidad embebida $\geq 70\%$, carbón y madera en descomposición, áreas con cenizas negruzcas y grisáceas)

2.6. Análisis estadístico

Las diferencias estadísticamente significativas se determinaron mediante el análisis de varianza (ANOVA). En todos los análisis el límite de significación seleccionado fue $p \leq 0,05$. La asunción de homoscedasticidad se probó usando el test de Levene. En los casos

de no homoscedasticidad (test de Levene, $p \leq 0,05$), se utilizó la prueba no paramétrica de U de Mann-Whitney. Las diferencias en el patrón eco-geomorfológico se determinaron usando la prueba de Tukey o la prueba de Games-Howell. Todos los análisis se han realizado con el software SPSS (versión 21) para Windows.

3. Resultados y discusión

3.1. Efectos en la producción de la escorrentía

El incremento de la escorrentía superficial debido al impacto negativo de los incendios forestales ha sido ampliamente demostrado en estudios previos (DeBano *et al.*, 1976; Cerdà *et al.*, 1995; Inbar *et al.*, 1998, Johansen *et al.*, 2001; Pierson *et al.*, 2001, Shakesby y Doerr, 2006; Alcañiz *et al.*, 2016). Sin embargo, en algunos casos, no es tan claro que el fuego desencadene tasas de escorrentía y erosión mayores al ser estas dependientes del régimen de precipitaciones y de las condiciones predominantes en el área quemada (Thomaz y Fachin, 2014; Martínez-Murillo *et al.*, 2016). En este sentido, nuestros resultados si muestran dos patrones opuestos para la producción de escorrentía y sedimentos entre los tratamientos Q y CN (Tabla 2).

En la figura 3 se observa como un total de 69 eventos de precipitación ocurrieron desde el

4 de mayo de 2011 hasta el 22 de enero de 2014. La cantidad total de precipitación registrada fue de 1281 mm que además fueron recogidos en un intervalo de 430,8 horas. Tal como puede observarse en la figura 3, tanto la cantidad, como la intensidad máxima en 15 minutos (I_{15}) de las precipitaciones fue variable a lo largo del periodo de estudio. Esto resalta la alta variabilidad climática intra e inter anual de las zonas mediterráneas (Shakesby, 2011).

La figura 3 muestra las tasas de escorrentía medidas en los conjuntos Q y CN, para cada uno de los eventos de precipitación. Así, del total de los 69 eventos de precipitación registrados a lo largo del período de estudio, únicamente 24 eventos (34,7%) fueron capaces de generar escorrentía en condiciones naturales (CN) mientras que, en el conjunto Q, 31 eventos (44,9%) generaron escorrentía (Fig. 3 y Tabla 2). Así, los 7 eventos extra de escorrentía registrados para el conjunto Q, están asociados a los 12 meses inmediatamente posteriores a la quema prescrita (Fig. 3). Estas diferencias indican que debían existir cambios en la cantidad o la intensidad de la precipitación necesarios para la iniciar los mecanismos de producción de escorrentía entre tratamientos (Hueso-González *et al.*, 2015). Concretamente y para los primeros 12 meses de estudio, el umbral de precipitación necesario para activar los mecanismos de es-

Tabla 2. Características generales para la tasa de escorrentía ($L m^{-2}$) y la concentración de sedimentos ($g L^{-1}$).

Dónde: CN, condición natural; Q, quema prescrita; n, número de parcelas réplicas por tratamiento; N, número de eventos de precipitación que generaron escorrentía y sedimentos; $SD \pm$, desviación estándar; Max, evento máximo de escorrentía y sedimento.

Table 2. General overland-flow rate ($L m^{-2}$) and sediment yield concentration ($g L^{-1}$) characteristics. Where: CN, natural condition; Q, prescribed fire; n, number of plot per treatment; N, number of rainfall events that generated overland flow and sediment yield; $SD \pm$; standard deviation; Max, maximum.

| | n | N | Media | $SD \pm$ | Max | Acumulado |
|--|---|----|-------|----------|--------|-----------|
| Tasa de escorrentía ($L m^{-2}$) | | | | | | |
| CN | 4 | 24 | 0,34 | 0,48 | 2,20 | 8,26 |
| Q | 4 | 31 | 0,71 | 0,85 | 3,85 | 22,11 |
| Concentración de sedimentos ($g L^{-1}$) | | | | | | |
| CN | 4 | 24 | 22,89 | 42,18 | 156,75 | 549,41 |
| Q | 4 | 31 | 45,25 | 85,45 | 416,09 | 1403,05 |

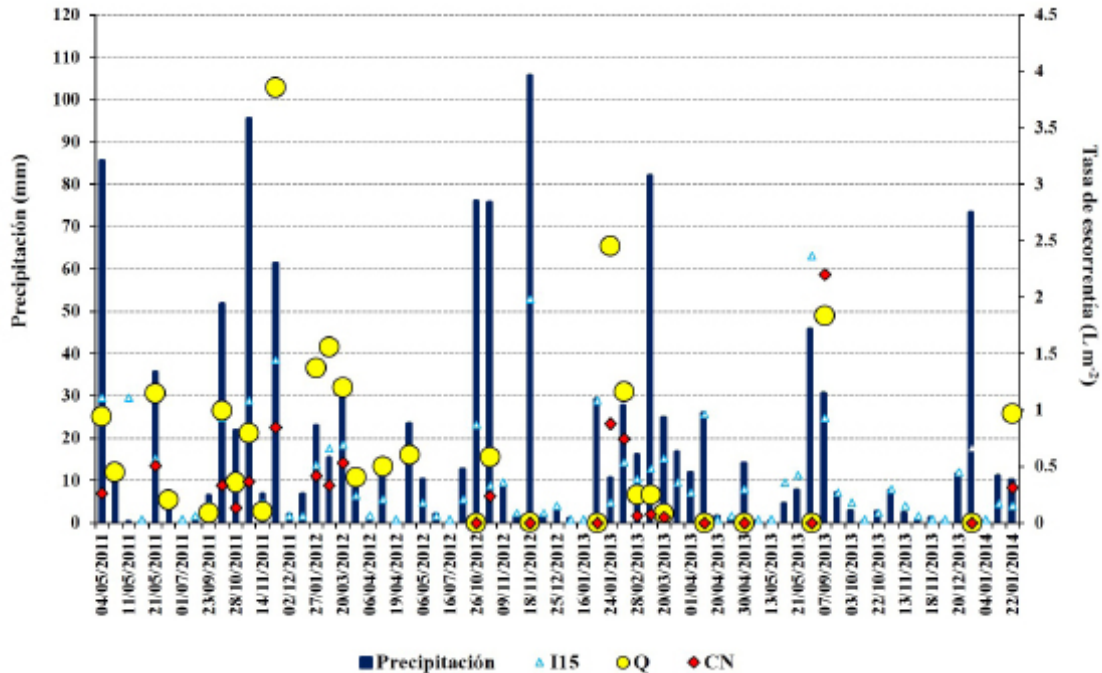


Figura 3. Precipitación (mm), intensidad máxima en 15 minutos (I_{15} , mm h^{-1}) y tasa de escorrentía (L m^{-2}). Dónde: Q, tasa de escorrentía media para el conjunto quemado; CN, tasa de escorrentía media para la condición natural.

Figure 3. Rainfall depth (mm) maximum intensity in 15 min (I_{15} , mm h^{-1}) and overland-flow rate (L m^{-2}). Where: Q, average of the overland-flow rate for the prescribed fire set; CN, average of the overland-flow rate for the natural condition set.

correntía en el conjunto Q fue inferior al requerido para el conjunto CN. Así, en el primer año después de la quema, el umbral mínimo de precipitación necesario para la generación de escorrentía en el conjunto CN quedó definido en base en dos criterios (Fig. 3): (i) era necesario un evento de precipitación que implicase un volumen mínimo de 15,4 mm; y (ii) era necesario una intensidad de lluvia en 15 minutos (I_{15}) de $9,6 \text{ mm h}^{-1}$ (Fig. 3). De otro lado, en el conjunto Q se requería: (i) un volumen mínimo de precipitación de 6,5 mm, junto con (ii) un valor de I_{15} de $4,2 \text{ mm h}^{-1}$ (Fig. 3).

En la misma línea que nuestros resultados, otros estudios para áreas mediterráneas han demostrado que los dos primeros años tras la quema son cruciales de cara al incremento en las tasas de escorrentía (Robichaud *et al.*, 2000). Específicamente, algunos autores han matizado que son los eventos de precipitación en los días inmediatamente posteriores a la quema los que mayores de tasas

de escorrentía generan (Campo *et al.*, 2006; Gimeno *et al.*, 2007; González-Pelayo *et al.*, 2010 y 2015). Además, en este estudio no solo se observaron diferencias en el umbral de precipitación necesario para iniciar los mecanismos de escorrentía entre tratamientos si no que, además, la tasa media de escorrentía por evento en el conjunto Q fue dos veces mayor que la medida en el conjunto NC ($\text{NC} = 0,35 \pm 0,48 \text{ L m}^{-2}$, $\text{B} = 0,73 \pm 0,85 \text{ L m}^{-2}$; Tabla 2). Resultados similares han sido encontrados por Úbeda y Sala (1998), Cerdà y Lasanta (2005) y Gimeno *et al.* (2007). Estos autores describen un aumento de las tasas de erosión entre 1 y 4 órdenes de magnitud después de analizar los efectos de algunos incendios forestales en condiciones mediterráneas. Con respecto al máximo de escorrentía, se observa una tendencia similar a la escorrentía media (Tabla 2). El máximo medido se asocia al conjunto quemado ($\text{Q} = 3,85 \text{ L m}^{-2}$) y, concretamente, con el evento de precipitación del 22 de noviembre de 2012 (segunda

estación lluviosa después de la quema prescrita (Fig. 3). Finalmente, al final del período de estudio la tasa de escorrentía acumulada en el conjunto Q fue de más del doble que la medida en la CN (8,26 L m⁻² y 22.11 Lm⁻² en CN y Q, respectivamente).

3.2. Efectos en la producción de sedimentos

Al margen de las diferencias descritas anteriormente para la producción de escorrentía, también se observan claras diferencias producción de sedimentos (Tabla 2). Sin embargo, con independencia del tratamiento (Q y CN), todos los eventos de precipitación con capacidad de generar escorrentía produjeron, en mayor o menor medida, erosión (Fig. 3 y Fig. 4). No obstante, ante un evento de precipitación con las mismas características, la respuesta en la cantidad de sedimentos emitidos

difirió (Tabla 2 y Fig. 4). En términos generales, el conjunto Q tendió a emitir mayores concentraciones sedimentos que el conjunto CN (Tabla 2). Así, la concentración media de sedimentos por evento fue relativamente más elevada en las parcelas Q (45,2 ± 85,45 g L⁻¹, Tabla 2) que en el conjunto CN (22,89 ± 42,18 g L⁻¹, Tabla 2). De hecho, según la figura 4, las mayores pérdidas de suelo se asocian con los eventos registrados al comienzo del primer período húmedo mediterráneo después de la quema, de octubre 2011 a abril 2012. En la misma línea de nuestros resultados, están los resultados propuestos por Gimeno *et al.* (2007), quienes midieron las mayores tasas de erosión durante la primera estación húmeda tras un incendio forestal ocurrido en el área de Valencia.

Se encontró una tendencia muy similar para la emisión máxima de sedimentos que la descrita

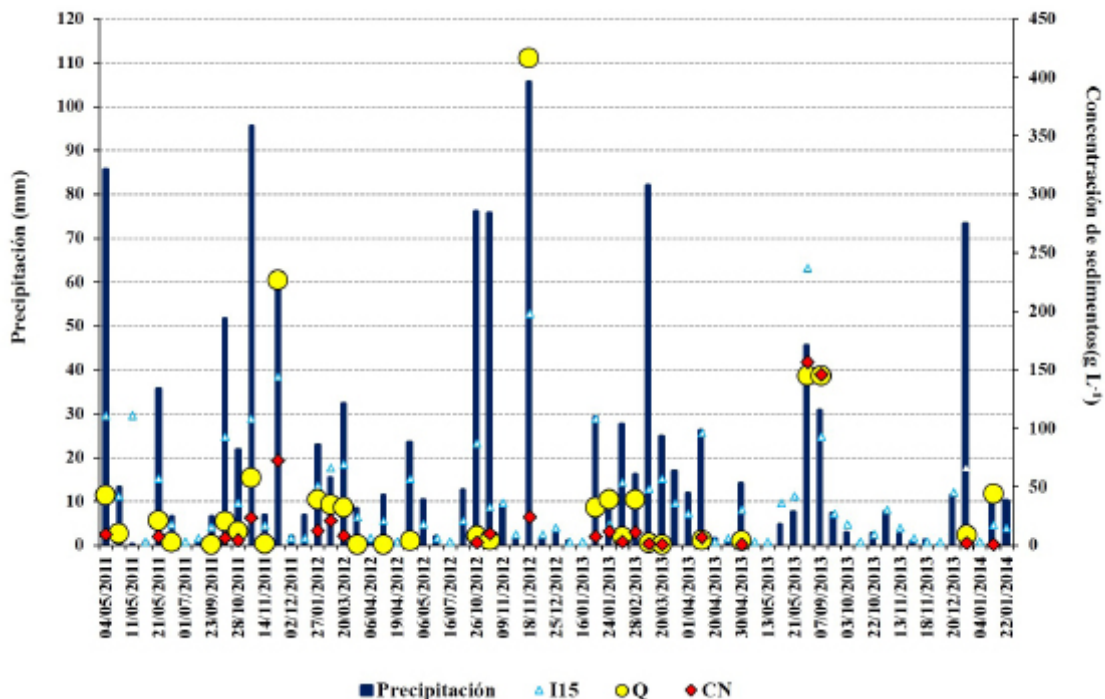


Figura 4. Precipitación (mm), intensidad máxima en 15 minutos (I15, mm h⁻¹) y concentración de sedimentos (g L⁻¹). Dónde: Q, concentración media de sedimentos para el conjunto quemado; CN, concentración media de sedimentos para la condición natural.

Figure 4. Rainfall depth (mm) maximum intensity in 15 min (I15, mm h⁻¹) and sediment yield concentration (g L⁻¹). Where: Q, average of the sediment yield concentration for the prescribed fire set; CN, average of the sediment yield concentration for the natural condition set.

para los máximos de escorrentía ($156,75 \text{ g L}^{-1}$ y $416,09 \text{ g L}^{-1}$ en las parcelas CN y Q, respectivamente; Tabla 2). En la misma línea están los datos de escorrentía y sedimentos acumulados (Tabla 2). Así, al final del periodo de estudio, el conjunto Q mostró una concentración de sedimento acumulado casi tres veces mayor que los suelos naturales (CN = $549,41 \text{ g L}^{-1}$, Q = $1403,05 \text{ g L}^{-1}$, Tabla 2). Concretamente, en el conjunto Q, el 74,6% de la concentración de sedimentos acumulados fue medida al comienzo del segundo año después de la quema prescrita (mayo 2013). Sin embargo, en la CN únicamente un 43,0% de la concentración total de sedimentos acumulados (Fig. 4). Resultados similares fueron demostrados por Soler y Sala (1992). En la misma línea, Soto *et al.* (1994) observaron que dos años después de una quema experimental, las pérdidas de suelo fueron entre 1,6 y 4,5 veces más altas que las medidas en la condición control.

Además de las implicaciones hidrológicas a corto plazo, otro punto a tener en consideración cuando se evalúan los efectos ambientales de las quemas prescritas es determinar su repercusión hidro-geomorfológica en el medio o largo plazo (Pérez-Cabello *et al.*, 2006; Mataix-Solera y Guerrero, 2007). En este estudio, se observa como a medida que avanzan los años desde la exposición al fuego, la respuesta acrecentada para la producción de escorrentía iba disminuyendo de forma progresiva (Fig. 5). Así, 22 meses después de la quema (marzo de 2013), la respuesta hidrológica ante eventos de precipitación de las mismas características fue muy similar en ambos tratamientos. Este hecho, podría ser un factor indicativo de capacidad de resiliencia de los ecosistemas mediterráneos al fuego (Inbar *et al.*, 1998; Giovannini *et al.*, 2001).

3.3. Hidrodinámica y resiliencia del sistema.

3.3.1 Implicaciones hidrodinámicas y capacidad de resiliencia a corto plazo

Atendiendo a Mayor *et al.* (2007) una rápida recuperación natural de la vegetación es suficiente para reducir las altas tasas de erosión

esperadas después de un incendio. Sin embargo, se ha demostrado que la capacidad de regeneración de los ecosistemas al fuego es sumamente variable (Beyers, 2004). En zonas mediterráneas, la ignición completa de la cubierta vegetal y su capacidad de restauración, conforman los dos factores claves para la rápida restauración del ecosistema hasta los niveles pre-incendio. Así, para poder evaluar los impactos causados y, en los casos necesarios, diseñar planes de restauración, se hace totalmente necesario un estudio espacio-temporal del patrón eco-geomorfológico y su evolución. Esto es porque la alteración de cualquiera de los elementos de dicho patrón (clima, topografía, suelo, agua y vegetación) puede suponer cambios significativos en respuesta hidrológica de un sistema (Lavee *et al.*, 1998).

Del análisis del patrón eco-geomorfológico, se observan claras diferencias en los componentes superficiales del suelo tras la ejecución de la quema prescrita (Tabla 3 y Fig. 6). Como era de esperar, tres días después de la quema, la superficie del suelo que se encontraba anteriormente dominada por vegetación (clases 8 y 9), se redujo de forma significativa en el conjunto Q2011 respecto a CN2011 (Tabla 3, $p \leq 0,05$). Específicamente, más de un 85% de la vegetación natural, matorral y plantas anuales, había sido consumida por el fuego en el conjunto Q (Tabla 3 y Fig. 6). Esta alteración del patrón eco-geomorfológico supuso que en el conjunto Q2011, los componentes superficiales dominantes de la respuesta hidrológica a corto plazo fuesen: el carbón y la madera en descomposición ($16,8 \pm 5,4\%$), las áreas con cenizas negruzcas y grisáceas ($61,2 \pm 5,8\%$) y; el suelo desnudo ($7,9 \pm 1,0\%$). Esto supone que más $\frac{1}{4}$ de la superficie total de la parcela actuase como área fuente para los procesos de escorrentía y justifica las elevadas tasas de sedimentos descritas anteriormente en relación a la condición natural (Fig. 2). Así, atendiendo a la figura 5 para los dos primeros años de estudio, la escorrentía podría ser debida a la superación de la capacidad de infiltración por a la falta de cubierta vegetal y por el elevado porcentaje de áreas

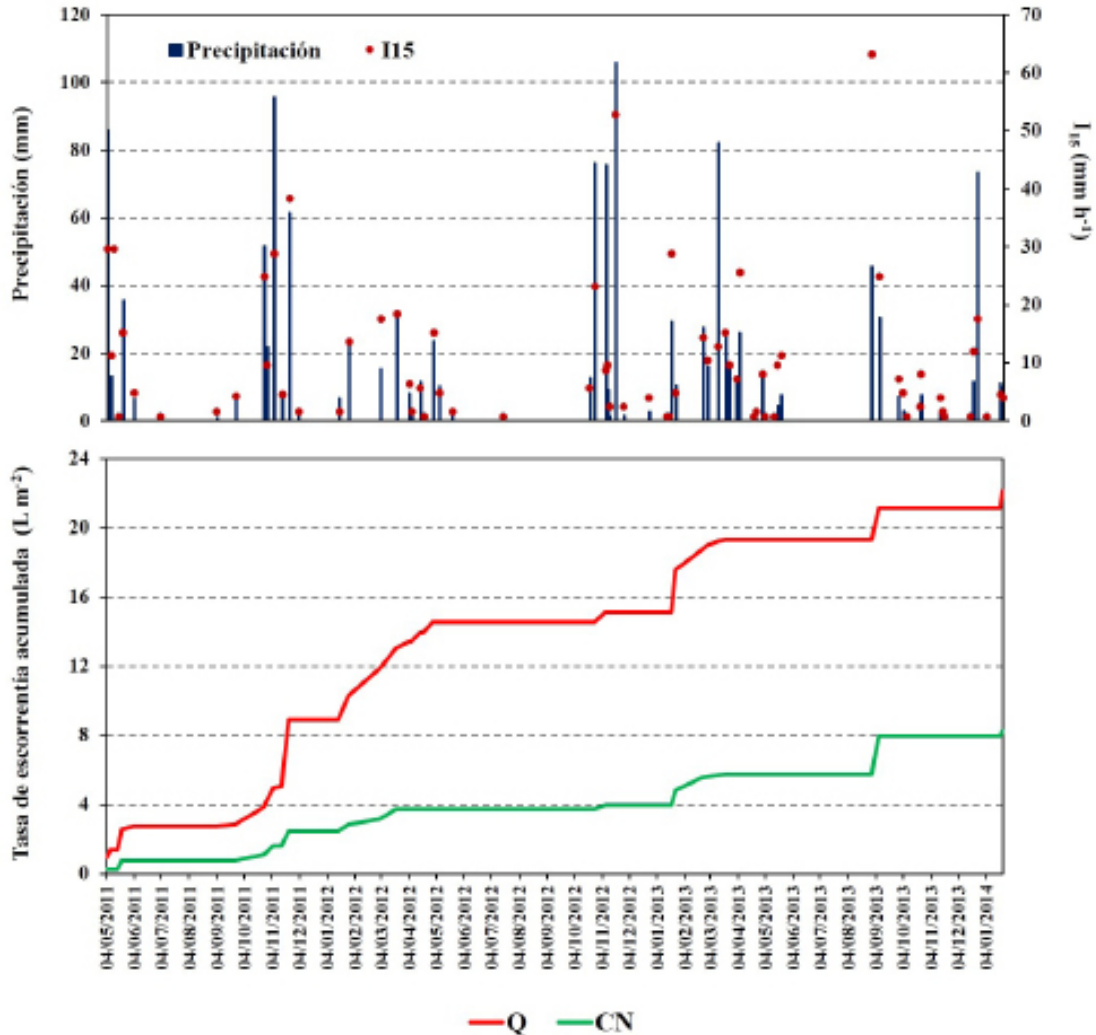


Figura 5. Precipitación (mm), intensidad máxima en 15 minutos (I_{15} , mm h^{-1}) y tasa de escorrentía acumulada (L m^{-2}) a lo largo del periodo de estudio. Donde: Q, media de la tasa de escorrentía acumulada para el conjunto quemado; CN, media de la escorrentía acumulada para la condición natural.

Figure 5. Rainfall depth (mm) maximum intensity in 15 min (I_{15} , mm h^{-1}) and accumulate overland-flow rate (L m^{-2}), among the study period. Where: Q, average of the accumulated overland-flow rate for the prescribed fire set; CN, average of the accumulated overland-flow rate for the natural condition set.

fuentes medidos en el conjunto Q2011 (Tabla 3). Así lo habían demostrado empíricamente estudios como los de Lavee *et al.* (1998), Ward y Robinson (2000), Beven (2002), Calvo *et al.* (2003), Cammeraat, (2004), Latron *et al.* (2007) o Hueso-González *et al.* (2015). Según exponen estos autores, los mecanismos de generación de escorrentía superficial por superación de la capacidad de infiltración, dominan en zonas mediterráneas con esca-

sa cubierta vegetal donde el porcentaje de áreas fuente es muy superior al de las áreas sumidero. Un indicativo, podría ser el rápido y acentuado cambio observado en la curva de escorrentía acumulada para los eventos más extremos (Fig. 5). Concretamente, esta respuesta de escorrentía punta se observa muy bien en los eventos de precipitación vinculados al 22 de noviembre de 2011 (volumen de precipitación: 61,4 mm; I_{15} : 38,4 mm h^{-1}) y 18

de noviembre de 2012 (volumen de precipitación: 105,8 mm; I_{15} : 52,8 mm h⁻¹) (Fig. 2). Sin embargo, esta respuesta punta ante eventos extremos fue disminuyendo a medida que aumentaba el tiempo de exposición tras la quema prescrita (Fig. 5). Nuestros resultados van en la línea de los hallazgos encontrados por Andreu *et al.* (2001), quienes demostraron que las pérdidas de suelo son significativamente mayores cuanto más cercana es la exposición al fuego.

3.3.2 Implicaciones hidrodinámicas y capacidad de resiliencia a medio plazo

La capacidad de resiliencia de la vegetación desempeña un papel crucial para minimizar los impactos negativos del fuego en la hidrodinámica del sistema a medio plazo (Inbar *et al.*, 1998; De Luis *et al.*, 2001; Beyers, 2004; Cerdà y Doerr, 2005). Sin embargo, en las áreas quemadas, la capacidad de recupera-

ción de la vegetación ha resultado ser bastante variable en el tiempo y dependiente de otros factores como son la intensidad y la severidad del incendio o las condiciones meteorológicas en los meses posteriores a la quema (De Luis *et al.*, 2001; Cerdà y Doerr, 2005). Pardini *et al.* (2004) señalaron que los tres años posteriores la quema son los más críticos para la reconstrucción del sistema edáfico y la vegetación. En la misma línea de lo expuesto, los resultados del test de Tuckey para este estudio mostraron como dos años después de la quema (Fig. 6; Q2013), la vegetación se había recuperado significativamente en relación a Q2011 (Tabla 3; $p \leq 0.05$). Así, en el conjunto Q2013 la superficie media dominada por matorral y plantas anuales fue del 85,6% (Tabla 3; clases 8 y 9). Además, no es únicamente que la vegetación se recuperase, sino que la superficie media dominada por vegetación fue un 16,1% un mayor que en la condición natural (Tabla 3; NC2013 = 69,5%). Esto significó que, en el medio-largo plazo, la

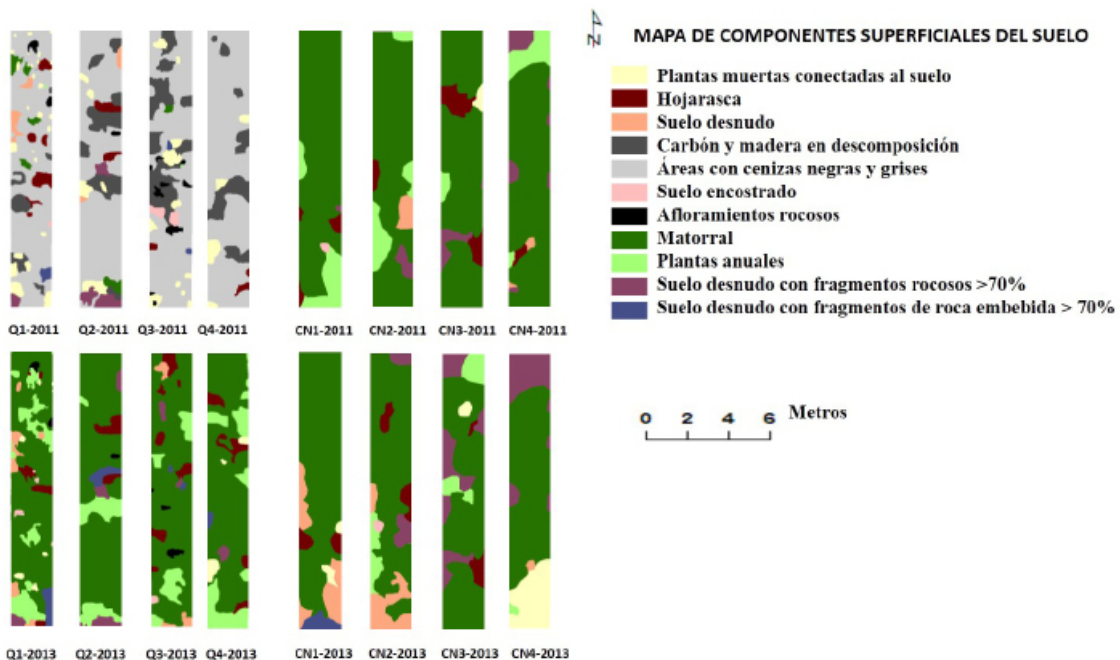


Figura 6. Mapa de componentes superficiales del suelo para las cuatro parcelas sometidas a la quema prescrita (Q1, Q2, Q3 y Q4) y las cuatro parcelas bajo condición natural (CN1, CN2, CN3 y CN4). Las fechas de muestreo se corresponden con los meses de mayo 2011 y mayo 2013.

Figure 6. Soil surface component maps from the four prescribed fire plots (Q1, Q2, Q3 and Q4) and the four natural conditions plots (CN1, CN2, CN3 and CN4) in May 2011 and May 2013.

Tabla 3. Cambios espacio-temporales de cobertura (%) en el patrón eco-geomorfológico. Las medidas se tomaron: tres días después de la quema prescrita (período húmedo 2011) y dos años después de la quema prescrita (período húmedo 2013). Q, quema prescrita; CN, condición natural; Clase 1; plantas muertas conectadas al suelo; Clase 2, hojarasca; Clase 3, suelo desnudo; Clase 4, carbón y madera en descomposición; clase 5; cenizas blancas y grises; Clase 6, suelo encostrado; Clase 7, afloramientos rocosos; Clase 8, matorral; Clase 9, plantas anuales; Clase 10, suelo desnudo con fragmentos de pedregosidad superficial $\geq 70\%$; Clase 11, suelo desnudo con fragmentos de pedregosidad embebida $\geq 70\%$. Dónde: El test de Games-Howell o Tukey significa: ^a, diferencias significativas entre CN2011 y CN2013 ($p \leq 0,05$); ^b, diferencias significativas entre Q2011 y Q2013 ($p \leq 0,05$); ^c, diferencias significativas entre CN2011 y Q2011 ($p \leq 0,05$); ^d, diferencias significativas entre CN2013 y Q2013 ($p \leq 0,05$).

Table 3. Spatio-temporal analysis of changes in percent cover by different classes in natural condition (CN) and prescribed fire (Q) plots. Measurement were taken: three days (wet season 2011) and fire two years after the prescribed fire (wet season 2013). Class 1, dead plants connected to soil; class 2, litter; class 3, bare soil; class 4, charcoal and decayed wood; class 5, blackish and greish; class 6, crusted soil; class 7, rock outcrops; class 8, shrubs; class 9, annual plants; class 10, bare soil with rock fragment cover of more than 70%; class 11, bare soil with embedded rock fragment cover of more than 70%. Where Games-Howell and Tukey's test: ^a indicates significant difference among CN2011 and CN2013 ($p \leq 0.05$); ^b indicates significant difference among B2011 and B2013 ($p \leq 0.05$); ^c indicates significant difference among CN2011 and Q2011 ($p \leq 0.05$); ^d indicates significant difference among CN2013 and Q2013 ($p \leq 0.05$).

| Tratamiento | Fecha de muestreo | clase 1 | clase 2 | clase 3 | clase 4 | clase 5 | clase 6 | clase 7 | clase 8 | clase 9 | clase 10 | clase 11 | | | |
|-------------|--------------------|------------------|------------------|-----------|---------------------|---------------------|--------------------|------------------|--------------------|---------------------|-------------------|-------------------|------------------|-----|-----|
| CN | 2011 | Réplica 1 | 0,0 | 3,9 | 0,8 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 79,7 | 15,6 | 0,0 | 0,0 | | |
| | | Réplica 2 | 0,0 | 3,1 | 4,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 73,3 | 16,1 | 3,3 | 0,0 | | |
| | | Réplica 3 | 2,8 | 10,4 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 75,5 | 4,6 | 6,7 | 0,0 | | |
| | | Réplica 4 | 0,0 | 1,9 | 1,7 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 78,2 | 11,3 | 6,9 | 0,0 | | |
| | Media | 0,7 ^c | 4,8 | 1,7 | 0,0 ^c | 0,0 | 0,0 ^{a,c} | 0,0 ^c | 76,7 ^c | 11,9 ^{a,c} | 4,2 | 0,0 ^c | | | |
| | SD± | 1,4 | 3,8 | 1,8 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 2,8 | 5,3 | 3,3 | 0,0 | | | |
| | 2013 | Réplica 1 | 2,6 | 6,5 | 16,4 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 67,2 | 0,0 | 7,3 | 0,0 | | |
| | | Réplica 2 | 0,0 | 6,4 | 12,6 | 0,0 | 0,0 | 1,2 | 0,0 | 61,0 | 12,1 | 6,7 | 0,0 | | |
| | | Réplica 3 | 3,8 | 4,4 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 58,3 | 14,6 | 18,9 | 0,0 | | |
| | | Réplica 4 | 16,1 | 0,0 | 1,2 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 63,3 | 1,3 | 18,1 | 0,0 | | |
| | | Media | 5,6 | 4,3 | 7,6 ^d | 0,0 | 0,0 | 0,3 ^a | 0,0 ^d | 62,5 ^a | 7,0 | 12,8 ^d | 0,0 ^d | | |
| | | SD± | 7,2 | 3,0 | 8,2 | 0,0 | 0,0 | 0,6 | 0,0 | 3,8 | 7,4 | 6,7 | 0,0 | | |
| | | Q | 2011 | Réplica 1 | 7,3 | 7,1 | 5,2 | 9,2 | 58,8 | 1,1 | 2,6 | 4,1 | 0,3 | 1,9 | 2,4 |
| | | | | Réplica 2 | 6,4 | 4,4 | 3,9 | 17,5 | 57,4 | 0,4 | 1,1 | 2,1 | 0,0 | 6,8 | 0,0 |
| Réplica 3 | 8,7 | | | 0,9 | 0,0 | 21,4 | 58,6 | 5,3 | 2,9 | 0,9 | 0,2 | 0,0 | 1,1 | | |
| Réplica 4 | 7,9 | | | 3,3 | 0,0 | 18,9 | 69,9 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | | |
| Media | 7,6 ^{b,c} | | 3,9 | 2,3 | 16,8 ^{b,c} | 61,2 ^{b,c} | 1,7 ^c | 1,7 ^c | 1,8 ^{b,c} | 0,1 ^{b,c} | 2,2 | 0,9 ^c | | | |
| SD± | 1,0 | | 2,6 | 2,7 | 5,3 | 5,8 | 2,4 | 1,4 | 1,8 | 0,2 | 3,2 | 1,1 | | | |
| 2013 | Réplica 1 | | 2,1 | 3,5 | 3,7 | 0,0 | 0,0 | 1,3 | 1,4 | 66,1 | 17,6 | 1,5 | 2,8 | | |
| | Réplica 2 | | 0,0 | 4,4 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,7 | 71,4 | 15,7 | 5,2 | 2,6 | | |
| | Réplica 3 | | 0,0 | 5,6 | 5,1 | 0,0 | 0,0 | 0,8 | 1,7 | 70,0 | 14,9 | 1,4 | 0,5 | | |
| | Réplica 4 | | 3,7 | 5,1 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 71,1 | 16,0 | 2,2 | 1,9 | | |
| | Media | | 1,5 ^b | 4,7 | 2,2 ^d | 0,0 ^b | 0,0 ^b | 0,5 | 0,9 ^d | 69,5 ^b | 16,1 ^b | 2,6 ^d | 2,0 ^d | | |
| | SD± | | 1,8 | 0,9 | 2,6 | 0,0 | 0,0 | 0,6 | 0,8 | 2,4 | 1,1 | 1,8 | 1,0 | | |

quema prescrita no solo consiguió evitar el riesgo de sufrir incendios forestales graves, sino que produjo una mejora en la cubierta vegetal natural.

Estas modificaciones temporales descritas para el patrón eco-geomorfológico se hicieron también patentes en la curva de escorrentía acumulada al final de la segunda estación húmeda (Fig. 5). Concretamente a partir del mes de marzo de 2013, donde la respuesta de la escorrentía ante los eventos de precipitación mostró una tendencia muy similar para los dos tratamientos (Fig. 5). Concretamente, este cambio en el patrón de escorrentía para el conjunto Q es un claro indicador de que fue la presencia de la vegetación, el factor que controlaba la respuesta hidrológica del sistema tras la quema prescrita. En términos hidrodinámicos significó que, a partir del tercer año hidrológico, la producción de escorrentía pudo ser generada mediante un modelo superficial mixto conformado por un mosaico de áreas generadoras e infiltradoras (source/sink). Así, la predominancia de las áreas infiltradoras en Q2013 (Tabla 3, áreas sumidero = 89,7%; clases 1, 8, 9 y 10) por la recuperación total de la cubierta vegetal frente a las áreas fuente provocó que, en condiciones de suelo seco, la escorrentía se generase únicamente por mecanismos de saturación del perfil (Fig. 5).

Nuestros resultados demuestran la extraordinaria capacidad de recuperación de los bosques mediterráneos en el medio plazo, así como la eficacia de las quemas prescritas de baja intensidad como técnicas para reducir la biomasa vegetal y prevenir futuros incendios forestales. Sin embargo, no hay que obviar un posible aumento en las tasas de escorrentía y erosión durante los primeros años tras la ejecución de la quema (Fig. 3 y Fig. 4). Nuestros resultados fueron muy similares a los propuestos por Pausas (1999), quienes afirmaron que en un periodo de uno a tres años se puede conseguir una recuperación vegetal aproximada de entre el 50% y el 60%. Del mismo modo, Núñez *et al.* (2008) demostraron que el porcentaje de suelo desnudo disminuyó rápidamente entre el primer año (principal-

mente como consecuencia del crecimiento herbáceo) y los tres años posteriores al incendio (resultado de la aparición de especies leñosas).

4. Conclusiones

De los resultados de este estudio se puede extraer que el uso de quemas prescritas resultó ser una práctica efectiva para prevenir incendios forestales en condiciones mediterráneas y que, además, a medio plazo, no supuso un impacto negativo para el ecosistema. Sin embargo, en el corto plazo, la respuesta hidrológica de los suelos sometidos a la quema prescrita difería a la de la condición natural. Así, en los primeros 12 meses tras la quema experimental, la cantidad e intensidad de la precipitación necesarias para activar los mecanismos de generación de escorrentía fueron inferiores a las del conjunto quemado. Además, se observó que la tasa media de escorrentía y erosión por evento fue dos veces superior las parcelas prescritas. Esto podía explicarse porque inicialmente más del 85% del total de la superficie estaba actuando como área preferente para la generación de escorrentía. Sin embargo, al tercer año de la quema, el porcentaje de áreas fuentes disminuía significativamente en el conjunto quemado respecto a la condición natural. Esto se debía al rebrote natural de arbustos y plantas anuales. Además, no es únicamente que la vegetación se hubiese recuperado hasta condiciones pre-fuego, sino que la superficie dominada por vegetación fue un 16,1% un mayor que la medida en la condición natural. Esto significó que a medio-largo plazo, la quema prescrita conseguía reducir el riesgo de sufrir incendios forestales severos y había favorecido el recubrimiento de la vegetación en relación con las áreas no quemadas.

Agradecimientos

Este estudio ha sido financiado por el proyecto de investigación P09-RNM-5057 (Consejería de Innovación, Ciencia y Empleo de la

Junta de Andalucía), así como por el Campus de Excelencia Internacional de Andalucía Tech.

Bibliografía

- Afif, E. y Oliveira, P. (2006): Efectos del fuego prescrito sobre el matorral en las propiedades del suelo. *Investig. Agrar. Sist. Recur. For.*, 15 (3), 262–270.
- Alcañiz, M.; Outeiro, L.; Francos, M.; Farguell, J.; Úbeda, X. (2016): Long-term dynamics of soil chemical properties after a prescribed fire in a Mediterranean forest (Montgrí Massif, Catalonia, Spain). *Science of the Total Environment*, 572, 1329–1335. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.115>
- Alcañiz, M.; Úbeda, X.; Outeiro, L.; Farrés, M. (2014): Effects of a prescribed fire in a calcareous soil (Montgrí Massif, NE Spain). *Flamma*, 5 (1), 45–48.
- 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, 69–84. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(00\)00177-6](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(00)00177-6)
- Arnau-Rosalén, E.; Calvo-Cases, A.; Boix-Fayos, C.; Lavee, H.; Sarah, P. (2008): Analysis of soil surface component patterns affecting runoff generation. An example of methods applied to Mediterranean hillslopes in Alicante (Spain). *Geomorphology*, 101, 595–606. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.03.001>
- Armas-Herrera, C.M.; Martí, C.; Badía, D.; Ortíz-Perpiñá, O.; Girona-García, A.; Porta, J. (2016): Immediate effects of prescribed burning in Central Pyrenees on the amount and stability of topsoil Organic matter. *Catena*, 147, 238–244. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.07.016>
- Aroncena, J.M. y Opio, C. (2003): Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal-forest soil. *Geoderma*, 113, 1–16. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00312-9](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00312-9)
- Beyers, J.L. (2004): Postfire seeding for erosion control: effectiveness and impacts on native plant communities. *Conserv. Biol.*, 18 (4), 947–956. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00523.x>
- Beven, K. (2002): Runoff generation in semi-arid areas. En: Bull, L.J., Kirkby, M.J. (eds). *Dryland rivers, Hydrology and Geomorphology of Semi-Arid Zones*, Wiley, 105 pp.
- Buhk, C.; Meyn, A.; Jentsch, A. (2007). The challenge of plant regeneration after a fire in the Mediterranean Basin: scientific gaps in our knowledge on plant strategies and evolution of traits. *Plant Ecol.*, 192, 1–19. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9224-2>
- Calvo, A.; Boix-Fayos, C.; Imeson, A. (2003): Runoff generation, sediment movement and soil water behavior on calcareous (limestone) slope of some Mediterranean environments in Southeast Spain. *Geomorphology*, 50 (1-3): 269–291. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(02\)00218-0](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(02)00218-0)
- Calvo-Cases, A., Boix-Fayos, C., Arneau, E. (2005): Patterns and thresholds of runoff generation and sediment transport on some Mediterranean hillslopes. En: *Catchment Dynamics and River Process: Mediterranean and Other Climate Regions*, García C, Batalla RJ (eds.). Elsevier. Amsterdam; 31–51. [https://doi.org/10.1016/S0928-2025\(05\)80009-4](https://doi.org/10.1016/S0928-2025(05)80009-4)
- Cammeraat, E.L.H. (2004): Scale dependent thresholds in hydrological and erosion response of a semi-arid catchment in southeast Spain. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104 (2), 317–332. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.032>
- Campo, J.; Andreu, V.; Gimeno-García, E.; González, O.; Rubio, J.L. (2006). Occurrence of soil erosion after repeated experimental fires in a Mediterranean environment. *Geomorphology*, 84, 376–387. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.05.014>
- Cerdá, A.; Imeson, A.C.; Calvo, A. (1995): Fire and aspect induced difference on the erodibility and hydrology of soils at La Costera, Valencia, Southeast Spain. *Catena*, 24, 289–304. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(95\)00031-2](https://doi.org/10.1016/0341-8162(95)00031-2)
- Cerdá, A. y Doerr, S.H. (2005): Influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an 11-year investigation. *Int. J. Wildl. Fire*, 14, 423–437. <https://doi.org/10.1071/WF05044>
- Cerdá, A. y Lasanta, T. (2005): Long-term erosional responses after fire in the Central Spanish Pyrenees: 1. Water and sediment yield. *Catena*, 60, 59–80. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2004.09.006>
- Cerdà, A., Mataix-Solera, J. (2009). El estado de la cuestión visto por los científicos españoles, En: *Cátedra de Divulgación de la Ciencia-Fuegored*, Valencia, 529 pp.
- Certini, G.: 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>

- DeBano L.F.; Savage S.M.; Hamilton D.A. (1976): The transfer of heat and hydrophobic substances during burning. *Soil Science Society of America Proceedings*, 40, 779-782. <https://doi.org/10.2136/sssaj1976.03615995004000050043x>
- De Luis, M.; García Cano, M.F.; Cortina, J., Raventos, J.; Gonzalez Hidalgo, J.C.; Sanchez, J.R. (2001): Climatic trends, disturbance and short-term vegetation dynamics in a Mediterranean shrubland. *Forest Ecol. Manage.*, 147, 25–37. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00438-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00438-2)
- FAO-WRB. (2014): World reference base for soil resources 2014. *World Soil Resources Reports*, 106. Roma.
- Fernandes, P.M.; Davies, M.G.; Ascoli, D.; Fernández, C.; Moreira, F., Rigolot, E.; Stoof, C.R.; Vega, J.A.; Molina, D. (2013): Prescribed burning in southern Europe: developing fire management in a dynamic landscape. *Front. Ecol. Environ.*, 11, 4–14. <https://doi.org/10.1890/120298>
- Fernandes, P.M. y Rigolot, E. (2007): The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* ait.). *For. Ecol. Manag.*, 241, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.010>
- Fonseca, F.; Figueiredo, T.; Nogueira, C.; Queirós, A. (2017): Effect of prescribed fire on soil properties and erosion in a Mediterranean mountain area. *Geoderma*, 307, 172-180. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.06.018>
- Giovannini, G.; Vallejo, R.; Lucchesi, S.; Bautista, S.; Ciompi, S.; Llovet, J. (2001): Effect of land use and eventual fire on soil erodibility in dry Mediterranean conditions. *Forest Ecol. Manage.*, 147, 15–23. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00437-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00437-0)
- Gimeno, E.; Andreu, V. y Rubio, J.L. (2007): Influence of vegetation recovery on water erosion at short and medium-term after experimental fires in a Mediterranean shrubland. *Catena*, 69, 150-160. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.05.003>
- González-Pelayo, O.; Andreu, V.; Gimeno-García, E., Campo, J.; Rubio, J.L. (2010). Rainfall influence on plot-scale runoff and soil loss from repeated burning in a Mediterranean-shrub ecosystem, Valencia, Spain. *Geomorphology*. 118, 444-452. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2010.02.014>
- González-Pelayo, O.; Gimeno-García, E.; Ferreira, C.S.S.; Ferreira, A.J.D.; Keizer, J.J.; Andreu, V., Rubio, J.L. (2015). Water repellency of air-dried and sieved samples from limestone soils in central Portugal collected before and after prescribed fire. *Plant and Soil*. 394, 199-214. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2515-4>
- González-Pérez, J.A.; González-Vila, F.J.; Almen-dros, G., Knicker, H. (2004): The effects of fire on soil organic matter—a review. *Environ. Int.* 30, 855–870. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>
- Hueso-González, P.; Martínez-Murillo, J.F.; Ruiz-Sinoga, J.D. (2016): Effect of top-soil treatments on afforestation in a dry Mediterranean climate (southern Spain). *Solid Earth*, 7, 1-11. <https://doi.org/10.5194/se-7-1479-2016>
- Hueso-González, P.; Martínez-Murillo, J.F.; Ruiz-Sinoga, J.D. (2018): Benefits of adding clearance residues for the soil and vegetation of a Mediterranean mountain forest. *Science of the Total Environment*, 615, 796-804. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.301>
- Hueso-González, P.; Martínez-Murillo, J.F.; Ruiz-Sinoga, J.D.; Lavee, H. (2015): Overland flow generation mechanisms affected by topsoil treatment: Application to soil conservation. *Geomorphology*, 228, 796-804. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.10.033>
- Inbar, M.; Tamir, M.; Wittemberg, L. (1998): Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area. *Geomorphology*, 24, 17–33. [https://doi.org/10.1016/S0169-555X\(97\)00098-6](https://doi.org/10.1016/S0169-555X(97)00098-6)
- Johansen, M.P.; Thomas, E.H.; Breshears, D.D. (2001): Post-fire runoff and erosion from rainfall simulation: contrasting forests with shrublands and grasslands, *Hydrological process*, 15, 2953-2965. <https://doi.org/10.1002/hyp.384>
- Latron, J.; Soler, M.; Llorens, P.; Gallart, F. (2007): Spatial and temporal variability of the hydrological response in a small Mediterranean research catchment (Vallcebre, Eastern Pyrenees). *Hydrological Processes*, 22 (6), 775-787. <https://doi.org/10.1002/hyp.6648>
- Lavee, H.; Imeson, A.C.; Pariente, S. (1998). The impact of climate change on geomorphology and desertification along a Mediterranean arid transect. *Land Degradation and Development*, 9, 407-422. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199809/10\)9:5<407::AID-LDR302>3.0.CO;2-6](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199809/10)9:5<407::AID-LDR302>3.0.CO;2-6)
- Maia, P.; Pausas, J.G.; Arcenegui, V.; Guerrero, C; Pérez-Bejarano, A.; Mataix-Solera, J.; Varela, M.E.T.; Fernandes, I.; Pedrosa, E.T.; Keizer, J.J. (2012): Wildfire effects on the soil seed bank of a maritime pine stand – the importance of

- fire severity. *Geoderma*, 191, 80–88. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.02.001>
- Martínez-Murillo, J.F.; Hueso-González, P.; Ruiz-Sinoga, J.D.; Lavee, H. (2016): Short-Experimental fire effects in soil and water losses in southern of Spain. *Land Degradation and Development*, 27, 1513-1522. <https://doi.org/10.1002/ldr.2504>
- Martínez-Ruiz, E. (2001). Manual de quemas controladas. El manejo del fuego en la prevención de los incendios forestales. Ed. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 70 pp.
- Mataix-Solera, J. y Guerrero, C. (2007): Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. En: Mataix-Solera, J. (ed.), *Incendios Forestales, Suelos y Erosión Hídrica*. Caja Mediterráneo CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante, pp, 5-40
- Mataix-Solera, J.; Gómez, I.; Navarro-Pedreño, J.; Guerrero, C.; Moral, R (2012): Soil organic matter and aggregates affected by wildfire in a *Pinus halepensis* forest in Mediterranean environment. *International Journal of Wildland Fire*, 11, 107-114. <https://doi.org/10.1071/WF02020>
- Mataix-Solera, J.; Guerrero, C.; Arcenegui, V.; Bárcenas, G.; Zornoza, R.; Perez-Bejarano, A.; B., Mataix-Beneyto, J.; Gómez, I.; Garcia-Orenes, F.; Navarro-Pedreño, M, J.; Cerdá, A.; Úbeda, X.; Outeiro, L.; Pereira, P.; Jordán, A., LM, Zavala (2009): Los incendios forestales y el suelo: un resumen de la investigación realizada por el Grupo de Edafología Ambiental de la UHM en colaboración con otros grupos. In: Cerdá, A., Mataix-Solera, J. (Eds.), *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España*. Estado de la cuestión visto por los científicos españoles. Càtedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de València, pp. 185–217.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Úbeda, X., Outeiro, L., Torres, M.P., Cerdà, A., Bodí, M.B., Arcenegui, V., Zornoza, R., Gómez, I., Mataix-Beneyto, J. (2007). Incendios forestales, suelo y erosión hídrica. En: *Caja del Mediterráneo CEMACAM*, Ed. Jorge Mataix-Solera, Alicante, 177 pp.
- Mayor, A.G.; Bautista, S.; Llovet, J.; Bellot, J. (2007): Post-fire hydrological and erosional responses of a Mediterranean landscape: Seven years of catchment-scale dynamics. *Catena*. 71, 68-75. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.10.006>
- Neary, D.G.; Ryan, K.C.; DeBano, L.F. (2005). Wildland fire in ecosystems: effects of fires in water and soils. En: *General Technical Report RMRS-GTR-42*. United States Department of Agriculture, Forest Service, Ogden, UT., Volume. 4. <https://doi.org/10.2737/RMRS-GTR-42-V4>
- Núñez, M.R.; Clavo, L.; Pando, V.; Bravo, F. (2008): Floristic changes induced by fire on *Pinus sylvestris* plantations in northwest of Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 17(2), 168-177 DOI: 10.5424/srf/2008172-01032
- Outeiro, L.; Asperó, F.; Úbeda, X. (2008): Geostatistical methods to study spatial variability of soil cations after a prescribed fire and rainfall. *Catena*, 74, 310–320. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2008.03.019>
- Pardini, G.; Gispert, M.; Dunjo, G. (2004): Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. *Sci. Total Environ.*, 328, 237–24. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.01.026>
- Pausas, J.G. (1999): Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: a simulation approach. *J. Veg. Sci.* 10, 717–722. <https://doi.org/10.2307/3237086>
- Pausas, J.G. y Keeley, J.E. (2009): A burning story: the role of fire in the history of life. *Bioscience*, 59, 593-601. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Pérez-Cabello, F., Echeverría, M.T., Ibarra, P. y de la Riva, J. (2006): Erosión y regeneración vegetal post-fuego en ambientes submediterráneos pirenaicos. 235-246. En: A. Pérez-Alberti y J. López-Bedoya (Eds.): *Geo-morfología y territorio*. Universidade de Santiago de Compostela.
- Pérez-Cabello, F., Lasanta Martínez, T., Montorio Llovería, R., García Martín, A., Echeverría Arnedo, M.T., Ibarra Benlloch, P., de la Tiva Fernández, J., Cerdà, A. (2008). High spatial resolution photography and erosion plots for studying hydrogeomorphological response after an experimental fire. *Geophysical Research Abstracts*, 10, 11955. *European Geosciences*,
- Piqué, M., Castellnou, M., Valor, T., Pagès, J., Larrañaga, A., Miralles, M., Cervera, T., (2011). Integració del risc de grans incendis forestals (GIF) en la gestió forestal: Incendis tipus i vulnerabilitat de les estructures forestals al foc de capçades. Sèrie: Orientacions de gestió forestal sostenible per a Catalunya (ORGEST). Ed. Centre de la Propietat Forestal. Departament d'Agricultura, Ramaderia, Pesca, Alimentació i Medi Natural. Generalitat de Catalunya.

- Pierson, F.B.; Robichaud, P.R.; Spaeth, K.E. (2001): Spatial and temporal effects of wildfire on the hydrology of a steep rangeland watershed. *Hydrological Process*, 15, 2905-2916. <https://doi.org/10.1002/hyp.381>
- Robichaud, P.R.; Beyers, J.L.; Neary, D.G. (2000). Evaluating the effectiveness of post-fire rehabilitation treatments. USDA Forest Service. General Technical Report RMRS-GTR-63. Fort Collins, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- Ruiz-Sinoga, J.D. y Martínez-Murillo, J.F. (2009): Eco-geomorphological system response variability to the 2004–06 drought along a climatic gradient of the Littoral Betic Range (southern Spain). *Geomorphology*, 103, 351-362. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.07.002>
- Shakesby, R.A. (2011): post-wildfire soil erosion in Mediterranean: review and future research directions. *Earth Sci. Rev.*, 105, 71-100. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.01.001>
- Shakesby, R.A. y Doerr, S.H. (2006): Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, 74, 269-307. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.10.006>
- Soler, M. y Sala, M. (1992). Effects of fire and of clearing in a Mediterranean *Quercus ilex* woodland: an experimental approach. *Catena*. 19, 321–332. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(92\)90006-W](https://doi.org/10.1016/0341-8162(92)90006-W)
- Soto, B.; Basanta, R.; Benito, E.; Perez, R.; Díaz-Fierros F. (1994). Runoff and erosion from burnt soils in northwest Spain. In *Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires*, Rubio JL, Sala M (eds). Geoforma ediciones: Logroño, Spain. pp. 91–98.
- Thomaz, E.L. y Fachin, P.A. (2014): Effects of heating on soil physical properties by using realistic peak temperature gradients. *Geoderma*, 230/231, 243–249. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.025>
- Úbeda, X. y Outeiro, L. (2009): Physical and chemical effects of fire on soil. En: Cerdà, A., Robichaud, P.R. (Eds.). *Fire effects on soil and restoration strategies 2009*. Science Publishers, Enfield, NH, 105–132 pp. <https://doi.org/10.1201/9781439843338-c4>
- Úbeda, X. y Sala, M. (1998): Variations in runoff and erosion in three areas with different fire intensities. *Geo-ökö-Dynamik.*, XIX, 179-188.
- Úbeda, X.; Lorca, M.; Outeiro, L.; Bernia, S.; Castelnou, M. (2005): Effects of prescribed fire on soil quality in Mediterranean grassland (Prades Mountains, north-east Spain). *Int. J. Wildland Fire*, 14, 379–384. <https://doi.org/10.1071/WF05040>
- Ward, R.C. y Robinson, M. (2000): *Principles of Hydrology*. En: McGraw-Hill, 4th edition, 450 pp.

