



## CAMBIOS EN EL NITRÓGENO EDÁFICO TRAS LA REALIZACIÓN DE QUEMAS CONTROLADAS PARA MEJORA DE PASTOS PIRENAICOS

L. SAN EMETERIO, L. MÚGICA, R. GUTIÉRREZ, A. JUARISTI, J. PEDRO Y R.M. CANALS

Dpto. Producción Agraria. Universidad Pública de Navarra. Campus Arrosadía s/n. 31006 Pamplona (España).  
 leticia.sanemeterio@unavarra.es, rmcans@unavarra.es

### CHANGES IN THE SOIL NITROGEN CONTENT OF PYRENEAN GRASSLANDS AFTER CONTROLLED BURNINGS FOR AMMELIORATION PURPOSES

#### Historial del artículo:

Recibido: 19/12/2013  
 Revisado: 10/03/2014  
 Aceptado: 08/07/2014  
 Disponible online: 09/10/2014

#### Autor para correspondencia:

leticia.sanemeterio@unavarra.es

ISSN: 2340-1672

Disponible en: <http://polired.upm.es/index.php/pastos>

#### Palabras clave:

ciclo del N, quema/incendio experimental, ureasa, pastoreo, matorralización

#### RESUMEN

En el Pirineo Occidental tradicionalmente se han utilizado las quemas controladas para controlar la biomasa herbácea y arbustiva y mejorar la calidad de los pastos que sufren procesos de matorralización. En ambientes mediterráneos existe una amplia información sobre quemas controladas cuyo objetivo es disminuir el riesgo de incendios descontrolados. Sin embargo, en ambientes más húmedos la información sobre quemas como herramienta de gestión de pastos es más escasa. En esta investigación se evaluó la evolución del N edáfico y de las poblaciones microbianas del suelo a lo largo de dos años tras la realización de una quema experimental invernal en tres comunidades de matorral de *Ulex gallii* Planch. Las quemas se realizaron en marzo del 2012 según el procedimiento tradicional de pie a pie. Se recogieron muestras de los 10 primeros centímetros de suelo en primavera, verano y otoño de 2012 y 2013. Se analizó el contenido en el suelo de N total, N mineral, N orgánico disuelto, N de la biomasa microbiana y la actividad enzimática de la ureasa. Las quemas causaron un aumento inmediato pero temporal de N inorgánico mientras que los efectos sobre el N contenido en la biomasa de las poblaciones microbianas edáficas fueron indirectos.

#### Keywords:

N cycle, experimental fires, urease, grazing, shrub encroachment

#### ABSTRACT

In Western Pyrenees, controlled fires are frequent practices to control shrub encroachment and grass necromass accumulation. Although specific research has been done on the effect of controlled fires in Mediterranean areas, planned to minimize the risk of wildfires, less is known on the environmental consequences of controlled fires in humid temperate, highland communities. We evaluated the effects of an experimental winter fire on the evolution of the different N soil compartments of three grassland communities suffering encroachment by *Ulex gallii* Planch. Controlled fires were performed in March 2012 following the traditional procedure of "shrub to shrub burning". We took samples from the top 10 cm of soil on April, July, and October 2012 and 2013 and we analyzed contents of mineral N, total N, dissolved organic N, microbial biomass N and urease activity. Experimental burnings caused an immediate but transient increase of inorganic N, while the effects on N retained by microbes were indirect.

## INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas la ganadería extensiva ha sufrido una profunda transformación, desapareciendo el manejo tradicional en numerosos lugares debido a importantes cambios socioeconómicos. En los valles pirenaicos, la despoblación y la pérdida de rentabilidad económica de la actividad agropecuaria han provocado un progresivo abandono de la ganadería, la disminución de los censos de ganado extensivo y el cambio en el manejo del ganado debido a la escasez de pastores. Como consecuencia, las cargas ganaderas en los pastos de altura han disminuido y se ha propiciado un aprovechamiento muy irregular de estas superficies, coexistiendo procesos localizados de sobrepastoreo con extensos fenómenos de acumulación de biomasa y matorralización (Lasanta y Vicente-Serrano, 2006).

En la cultura pirenaica existe una importante costumbre del uso del fuego como herramienta para mejorar el pasto, controlando el matorral y el exceso de biomasa no pastada en áreas de pasto seminatural. Esta práctica está plenamente arraigada y vigente en el Pirineo Occidental, donde las quemas controladas a un lado y otro de la frontera son muy frecuentes durante la época invernal (Ferrer y Canals, 2008). A pesar de que en

Navarra la Ley Foral 3/2007, de 21 de febrero, prohíbe el uso del fuego en montes y terrenos forestales, su artículo 40.3 permite su utilización excepcional como herramienta de gestión forestal. Desde entonces, distintas órdenes forales han regulado anualmente el régimen de concesión de autorizaciones para el uso del fuego en la mejora de pastos y en la realización de trabajos silvícolas.

Las quemas controladas se caracterizan por la baja intensidad (temperaturas inferiores a 400°C) y menor severidad del fuego (Rau *et al.*, 2007), por lo que para lograr su control se debe considerar principalmente el combustible presente, la meteorología y la topografía (Martínez, 2001). Por ello, se realizan frecuentemente en invierno, cuando el alto contenido de materia seca de la vegetación garantiza una mayor eficacia de la quema y el ambiente frío y el suelo húmedo disminuyen el riesgo de expansión incontrolada de la quema. Como consecuencia, y en contraste con los fuegos estivales espontáneos, la intensidad del fuego y las temperaturas alcanzadas en estas quemas controladas son mucho menores, por lo que el impacto sobre el suelo suele ser menor. La quema controlada de pastos, al ser rápida y superficial, únicamente afecta a los primeros centímetros del suelo, cuyas propiedades físicas, químicas, mineralógicas y biológicas



© Rosa María Canals

Quema mediante el método tradicional "pie a pie" realizada al final del invierno cuando la vegetación está seca y el suelo húmedo.

pueden verse afectadas en mayor o menor medida (Rigolot *et al.*, 2002; Picone *et al.*, 2003).

Aunque existe una amplia información sobre los efectos ambientales de las quemadas controladas en ambientes mediterráneos, pocos estudios se centran en las quemadas controladas de matorral en ambientes húmedos, realizadas con el objetivo de mejorar los pastos (Marcos *et al.*, 2009). El objetivo de este trabajo es evaluar los efectos de quemadas controladas invernales en las poblaciones microbianas y el contenido de nitrógeno en el suelo de un matorral montano de *Ulex gallii* Planch en el Pirineo Occidental.

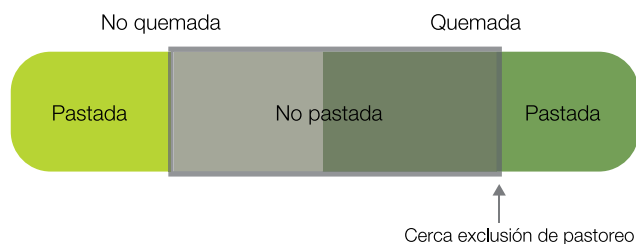
## MATERIAL Y MÉTODOS

### Área de estudio

El área de estudio se localiza en el comunal del valle de Aezkoa, en el Pirineo navarro (43°0'N-1°10'W). El clima se caracteriza por inviernos largos y fríos con frecuentes nevadas y veranos templados con frecuentes nieblas. La precipitación media anual es de 1856 mm y la temperatura media de 9,3 °C, con un periodo libre de heladas que transcurre entre los meses de junio y septiembre. Los suelos, profundos y predominantemente desarrollados sobre conglomerados, areniscas y arcillas calcáreas, presentan una textura entre franca y arcillo-limosa. Sus características químicas más destacables son los elevados contenidos en materia orgánica (13,3 – 17,9 %), el pH ácido (4,3 – 5,3) y la elevada capacidad de intercambio catiónico (18,0 – 29,0 cmol(+)/kg) (Ferrer y Canals, 2008).

### Establecimiento del ensayo y muestreos

Las quemadas se realizaron en marzo del 2012 según el procedimiento tradicional de pie a pie en un matorral de *Ulex gallii* (tojo). El establecimiento del ensayo siguió un diseño split-plot con tres repeticiones, en el que el tratamiento quema se aplicaba a nivel de parcelas y el tratamiento pastoreo a nivel de subparcelas. Las tres repeticiones están localizadas en tres laderas relativamente cerca unas de otras (distancia lineal < 1 km), situadas a 1100 msnm, con orientaciones S-SO, NE y N-NO, y con una composición florística similar. El estrato herbáceo estaba dominado por gramíneas como *Festuca gr. rubra*, *Brachypodium pinnatum* y *Agrostis capillaris* y la cobertura de *Ulex gallii* era muy similar en todas las parcelas, entre el 25 y 35%. En cada ladera se quemó un área de 15 m x 30 m, y se eligió un área adyacente de igual tamaño como zona no quemada. Entre ambas áreas y abarcando la mitad de cada zona se estableció un cercado de 15 m x 30 m para excluir el pastoreo, por lo que se contaban con cuatro subparcelas de 15 m x 15 m por ladera (quemada pastada, quemada no pastada, no quemada pastada y no quemada no pastada) (Figura 1). Las



Muestreo	Días tras la quema	Fecha	Acrónimo
1	10	26 marzo 2012	P_12
2	122	18 julio 2012	V_12
3	199	5 octubre	O_12
4	391	17 abril 2013	P_13
5	481	17 julio 2013	V_13
6	564	10 octubre 2013	O_13

FIGURA 1. Diseño experimental del ensayo y fechas del muestreo.

FIGURE 1. Experimental design and sampling dates.

temperaturas alcanzadas en el suelo no fueron elevadas (72° C de temperatura máxima a 2 cm de profundidad tras el paso de las llamas, n=16 medidas).

Tras las quemadas y hasta otoño del 2013 se realizaron un total de seis muestreos de suelo: a los 10 días, y a los 4, 7, 13, 16 y 19 meses de la quema (Figura 1). Para ello, en cada parcela y debajo de tres arbustos diferentes, se recogió una muestra de los 10 primeros centímetros de suelo con un cilindro de PVC de 9 cm de diámetro. Las tres muestras se mezclaron y homogeneizaron para formar una única muestra por subparcela (12 muestras por fecha de muestreo). Las muestras se conservaron en fresco durante su traslado y hasta su posterior análisis en el laboratorio.

### Análisis de suelos

El N mineral se determinó en extractos de KCl 2M, en los que se analizaron los contenidos de nitrato y amonio mediante un autoanizador Braun+Luebbe. El N total se analizó mediante el método Kjeldahl. La biomasa microbiana se determinó mediante el método de fumigación con cloroformo y extracción directa (Davidson *et al.*, 1989) asumiendo una eficiencia de fumigación de 0,54 ( $K_N$ ). El N presente en los extractos fumigados y no fumigados se determinó mediante una oxidación con persulfato. Para ello, se realizaron mezclas (1:1) de extractos de suelo con un reactivo de persulfato potásico alcalino al 5 %, se pasaron por el autoclave durante 40 minutos y se midió el contenido de nitrato en las digestiones tal y como se ha descrito previamente. Se obtuvo una curva de calibración al digerir soluciones con concentraciones conocidas de alanina al mismo tiempo que las muestras. El N orgánico disuelto (NOD) se calculó restando el N mineral medido en los extractos de KCl al N medido en los extractos no fumigados. En muestras de suelo homogeneizadas y tamizadas a 2 mm, se cuantificó la actividad enzimática de la ureasa (Kandeler y Gerber, 1988).

## Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó con el programa R (R Core Team, 2012) mediante modelos lineales mixtos con la función "lme" del paquete "nlme" (Pinheiro *et al.*, 2013). La quema, el pastoreo, la fecha y sus interacciones se consideraron efectos fijos, y las subparcelas anidadas dentro de las parcelas (parcela/subparcela) como efectos aleatorios. Siguiendo la aproximación de Zuur (2009) se eligió la estructura óptima del componente aleatorio usando tests de razón de verosimilitud y el criterio de información AIC. Para ello, primero se comprobó la correlación dentro de cada subparcela entre las medidas repetidas en el tiempo y en segundo lugar se comprobó la heterocedasticidad entre fechas. Para los efectos significativos, se realizaron comparaciones por pares mediante el test de Tuckey utilizando la función "lsmeans" del paquete "lsmeans" (Lenth, 2013).

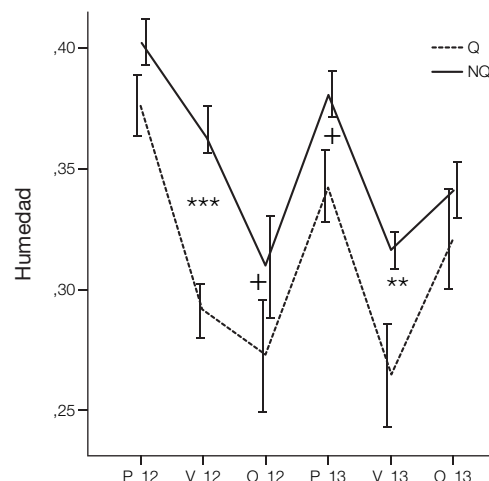
## RESULTADOS

### Humedad

Las quemaduras presentaron una interacción significativa con la fecha de muestreo para la humedad del suelo (Tabla 1, Figura 2). Las quemaduras controladas no causaron un efecto inmediato en la humedad del suelo, pero se observó una menor humedad en los suelos de parcelas quemadas en verano en los dos años estudiados.

### N inorgánico

Las quemaduras controladas causaron un aumento del contenido de N mineral (amonio y nitrato) durante el primer año, desapareciendo el efecto a partir del segundo año (Tabla 1, Figura 3). En concreto, el pulso del amonio en las parcelas quemadas fue inmediato tras la quema, mientras que el nitrato aumentó posteriormente, a los 4 meses de la quema.



**FIGURA 2.** Evolución de la humedad en el suelo tras la realización de las quemaduras controladas. P primavera, V Verano, O Otoño, Q quemado, NQ no quemado. Las barras verticales representan el error estándar. Resultados del test de Tuckey realizado para cada fecha, +  $P < 0,10$  \*  $P < 0,05$ ; \*\*  $P < 0,01$ ; \*\*\*  $P < 0,001$ .

**FIGURE 2.** Soil water content evolution after experimental burnings. P spring, V summer, O fall, Q burned, NQ unburned. Vertical bars mean standard error. Tuckey test performed within each sampling date, +  $P < 0.10$  \*  $P < 0.05$ ; \*\*  $P < 0.01$ ; \*\*\*  $P < 0.001$ .

### N orgánico disuelto y N total

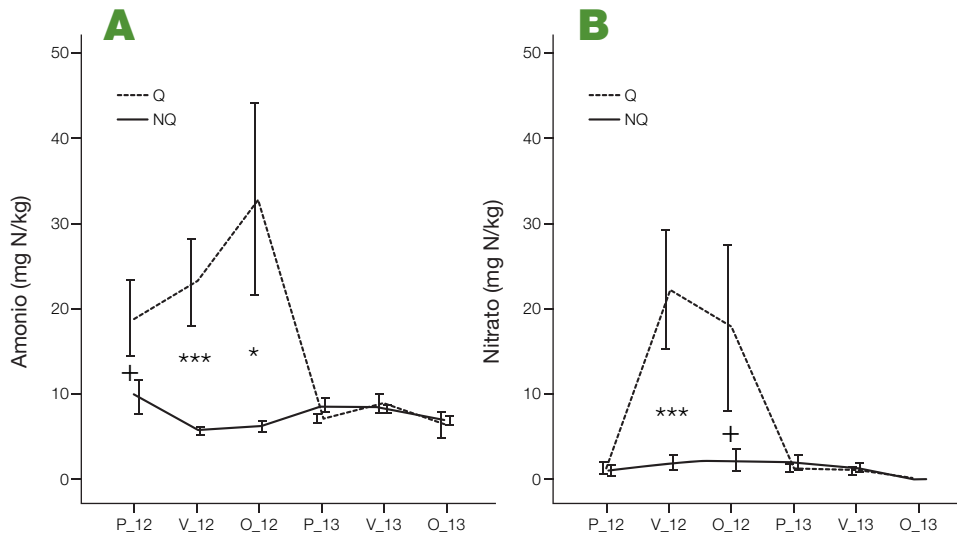
Las quemaduras controladas no tuvieron efectos inmediatos en el N total ni en el N orgánico disuelto, aunque sí se observó una interacción significativa entre el efecto de las quemaduras y la fecha de muestreo (Tabla 1). El N total fue significativamente mayor en las parcelas no quemadas en el otoño del primer año (Figura 4A) mientras que se observó un aumento significativo del N orgánico disuelto en los suelos quemados el primer verano, a los cuatro meses de la quema (Figura 4B).

El pastoreo no tuvo efectos significativos sobre el N orgánico disuelto mientras que se observó una interacción significativa

Fuente	Humedad		Amonio		Nitrato		N total		NOD		BMN		Ureasa	
	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
Quema	1391,95	<b>&lt;0,001</b>	19,60	<b>0,004</b>	4,20	0,086	28,07	<b>0,002</b>	1,29	0,299	14,30	<b>0,009</b>	11,70	<b>0,014</b>
Pastoreo	5,97	0,050	1,36	0,288	2,70	0,152	18,63	<b>0,005</b>	4,73	0,073	30,93	<b>0,001</b>	1,76	0,232
Fecha	163,10	<b>&lt;0,001</b>	5,09	<b>0,001</b>	14,93	<b>&lt;0,001</b>	360,34	<b>&lt;0,001</b>	24,25	<b>&lt;0,001</b>	13,52	<b>&lt;0,001</b>	18,92	<b>&lt;0,001</b>
Q x P	3,44	0,113	0,31	0,597	0,01	0,933	0,30	0,604	0,53	0,492	2,59	0,159	0,726	0,427
Q x F	17,87	<b>&lt;0,001</b>	6,00	<b>&lt;0,001</b>	4,93	<b>0,003</b>	12,71	<b>&lt;0,001</b>	4,70	<b>0,002</b>	5,55	<b>&lt;0,001</b>	0,89	0,482
P x F	1,72	0,153	3,45	0,011	0,73	0,581	4,59	<b>0,002</b>	0,92	0,475	11,07	<b>&lt;0,001</b>	1,45	0,240
Q x P x F	0,37	0,865	1,86	0,122	0,33	0,856	0,20	0,959	0,67	0,648	0,65	0,663	0,77	0,553

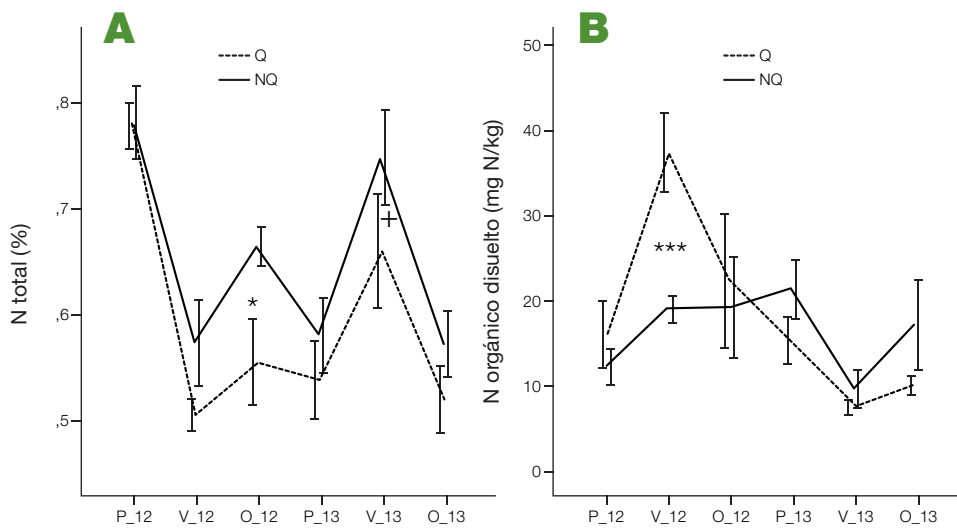
**TABLA 1.** Resultados de los modelos lineales mixtos (F de los efectos fijos y probabilidad asociada) para evaluar el efecto de las quemaduras controladas (Q), pastoreo (P), fecha de muestreo (F) y sus interacciones sobre la humedad del suelo, el contenido en el suelo del N mineral (amonio y nitrato), N total, N orgánico disuelto (NOD), N de la biomasa microbiana (BMN) y la actividad enzimática de la ureasa. Se indican los efectos significativos ( $p < 0,05$ ) en negrita.

**TABLE 1.** Results of linear mixed models (F from fixed effects and associated probability) to evaluate the effect of prescribed burnings (Q), grazing (P), sampling date (F) and their interactions on soil water content, soil mineral nitrogen, total N, dissolved organic nitrogen (NOD), soil microbial biomass nitrogen (BMN) and urease activity. Significant effects ( $p < 0.05$ ) in bold.



**FIGURA 3.** Evolución del contenido de N mineral en el suelo (A, Amonio; B, Nitrato) tras la realización de las quemas controladas. P primavera, V Verano, O Otoño, Q quemado, NQ no quemado. Las barras verticales representan el error estándar. Resultados del test de Tuckey realizado para cada fecha, + P < 0,10 \* P < 0,05; \*\* P < 0,01; \*\*\* P < 0,001.

**FIGURE 3.** Soil mineral nitrogen evolution (A ammonio; B, nitrate) after experimental burnings. P spring, V summer, O fall, Q burned, NQ unburned. Vertical bars mean standard error. Tuckey test performed within each sampling date, + P < 0.10 \* P < 0.05; \*\* P < 0.01; \*\*\* P < 0.001.



**FIGURA 4.** Evolución en el tiempo del N total (A) y N orgánico disuelto del suelo (B). P Primavera, V Verano, O Otoño, Q quemado, NQ no quemado. Las barras verticales representan el error estándar. Resultados del test de Tuckey realizado para cada fecha, + P < 0,10 \* P < 0,05; \*\* P < 0,01; \*\*\* P < 0,001.

**FIGURE 4.** Total N (A) and dissolved organic nitrogen (B) evolution after experimental burnings. P spring, V summer, O fall, NQ unburned. Vertical bars mean standard error. Tuckey test performed within each sampling date, + P < 0.10 \* P < 0.05; \*\* P < 0.01; \*\*\* P < 0.001.

entre el pastoreo y la fecha en el N total (Tabla 1). El N total disminuyó puntualmente en las parcelas pastadas en la primavera del segundo año (no pastadas 0,61%, pastadas 0,51%, error estándar de la diferencia ±0,05).

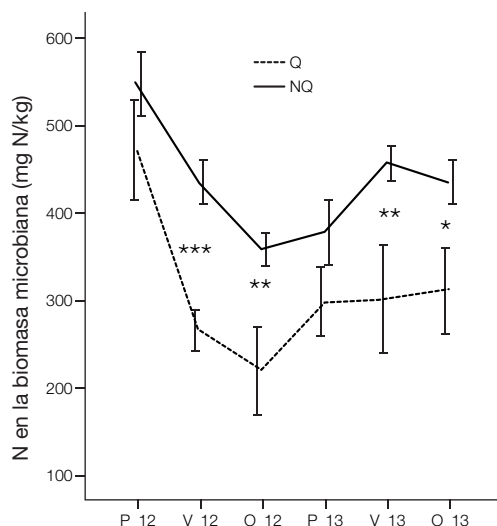
Las variaciones temporales observadas para ambos parámetros no mostraron ningún patrón estacional repetitivo. Durante el primer año, el N total presentó valores máximos en la primavera y mínimos en el verano, mientras que en el segundo año este patrón se invirtió dándose los valores máximos en verano y los mínimos en primavera (Figura 4A). El N orgánico disuelto presentó su máximo valor en verano del primer año mientras que en el verano del segundo año los valores fueron mínimos (Figura 4B).

### Biomasa microbiana y actividad enzimática

Como en el caso del N total y el N orgánico disuelto, las quemas controladas no tuvieron efectos inmediatos en el N de la

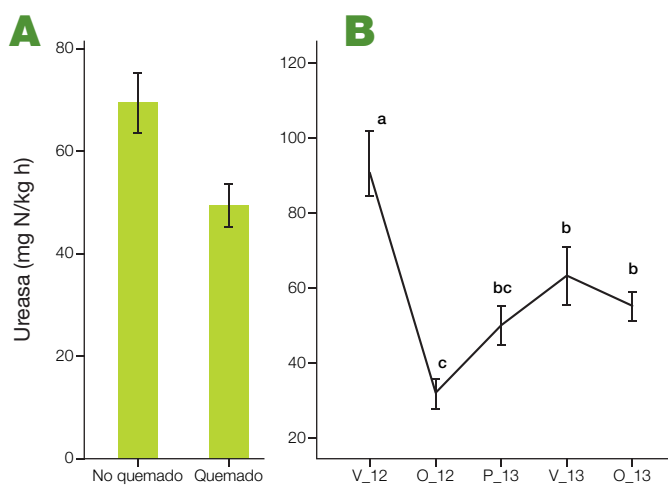
biomasa microbiana aunque sí se observó una interacción significativa entre la quema y la fecha de muestreo (Tabla 1). El N de la biomasa microbiana fue significativamente menor en las parcelas quemadas en verano y otoño de los dos años muestreados (Figura 5). Además, también se observó una interacción significativa entre el pastoreo y la fecha de muestreo (Tabla 1). Como en el caso del N total, el N de la biomasa microbiana disminuyó temporalmente en las parcelas pastadas en la primavera del segundo año (no pastadas 392,06 mg N/kg, pastadas 285,21 mg N/kg, error estándar de la diferencia ± 50,49). La variación temporal en el N de la biomasa microbiana no presentó un patrón estacional concreto. El comportamiento de la biomasa microbiana en primavera es muy diferente entre los dos años, el primer año presentó valores máximos, mientras que el segundo año los valores fueron moderadamente bajos (Figura 5).

Las quemas controladas disminuyeron significativamente la actividad de la ureasa (Tabla 1, Figura 6A). Además, se observó un efecto temporal significativo (Tabla 1) con un patrón estacional determinado por una mayor actividad de la enzima ureasa en la época estival (Figura 6B).



**FIGURA 5.** Evolución en el tiempo del N de la biomasa microbiana. P Primavera, V Verano, O Otoño, Q quemado, NQ no quemado. Las barras verticales representan el error estándar. Resultados del test de Tuckey realizado para cada fecha, +  $P < 0,10$  \*  $P < 0,05$ ; \*\*  $P < 0,01$ ; \*\*\*  $P < 0,001$ .

**FIGURE 5.** Microbial biomass nitrogen evolution after experimental burnings. P spring, V summer, O fall, Q burned, NQ unburned. Vertical bars mean standard error. Tuckey test performed within each sampling date, +  $P < 0.10$  \*  $P < 0.05$ ; \*\*  $P < 0.01$ ; \*\*\*  $P < 0.001$ .



**FIGURA 6.** Actividad enzimática de la ureasa: efecto de las quemas controladas (A) y evolución temporal (B). Las barras verticales representan el error estándar. Letras distintas significan diferencias significativas  $P < 0,05$ .  
**FIGURE 6.** Urease activity: experimental burnings effects (A) and seasonal evolution (B). Vertical bars mean standard error. Different letters mean significant differences  $P < 0.05$ .

## DISCUSIÓN

### Severidad de la quema

Robichaud *et al.* (2000) clasifican la severidad de las quemas en baja, moderada o alta según la apariencia de la hojarasca y el suelo después del fuego y el perfil de temperaturas alcanzadas. Las quemas realizadas, al ser pie a pie, produjeron zo-

nas que apenas resultaron afectadas (áreas sin estrato arbustivo) y zonas en las que la severidad de la quema fue baja (con restos leñosos de mayor tamaño carbonizados, restos leñosos de menor tamaño parcialmente consumidos o carbonizados, color de la ceniza negro y temperatura del suelo en el primer centímetro menor de 50 °C) o moderada, donde había mayor acumulación de biomasa leñosa (restos leñosos de mayor tamaño carbonizados, restos leñosos de menor tamaño consumido y cenizas de color claro. En las parcelas quemadas las muestras se recogieron bajo arbustos quemados, por lo tanto en las zonas donde había mayor acumulación de biomasa y la severidad de la quema era moderada.

### Efecto de las quemas controladas sobre el N edáfico

Según Certini (2005), las quemas de baja intensidad producen un incremento inmediato pero temporal de los nutrientes del suelo. En nuestro estudio, la evolución del contenido de N mineral tras la quema es consistente con trabajos previos que describen un incremento inmediato del amonio, seguido de un aumento del nitrato entre los 30 días y el año después de la quema (DeLuca y Zouhar, 2000). El amonio es un producto directo de la combustión de la materia orgánica, mientras que el nitrato se produce tras la nitrificación del amonio por las poblaciones de nitrificantes (Covington y Sackett, 1992). El tiempo transcurrido para la desaparición del pulso de N mineral producido tras la quema parece diferir según la intensidad del fuego y el tipo de ecosistema quemado: de 2 a 5 años para bosques de pino ponderosa (Covington y Sackett, 1992; Grogan *et al.*, 2000), y un año en nuestro caso, en una quema controlada de matorral de *U. gallii*.

La disminución por volatilización del N orgánico disuelto en el suelo tras un incendio forestal se ha descrito ampliamente (Rodríguez *et al.*, 2009; Duran *et al.*, 2010). Sin embargo, Prieto-Fernández *et al.* (2004) descubrieron que mientras que en el suelo calentado a 350° C el N orgánico disminuye, en el suelo calentado a 150 y 210° C el N orgánico se mantiene estable. La ausencia de una disminución inmediata del N orgánico disuelto tras la quema puede deberse a que las temperaturas máximas alcanzadas durante estas quemas controladas (72 °C) fueron relativamente bajas. Es más, se pudo observar un aumento puntual del N orgánico disuelto a los cuatro meses de la quema, lo que sugiere una fuente temporal de N orgánico que puede provenir de material vegetal en descomposición, como las raíces de los tojos quemados (Pilkington *et al.*, 2007) o restos vegetales quemados y cenizas (Zhao *et al.*, 2010).

El balance entre los aportes y las pérdidas de N del suelo evolucionó a lo largo del tiempo de manera diferente en las parcelas quemadas y no quemadas. A corto plazo (hasta los tres meses después de la quema), las posibles pérdidas de nitrógeno por volatilización, aumento de emisiones de óxido nitroso y lixiviación pa-



Estado del suelo y de la vegetación tras la realización de una quema pie a pie. Se observa un mosaico de zonas afectadas con distinta intensidad, desde zonas libres del efecto del fuego a zonas de mayor intensidad con presencia de cenizas de color claro.

recían estar equilibradas con el aporte de N a través de las cenizas, ya que no se observaron diferencias significativas en el contenido de N total. A los seis meses de la quema el balance fue puntualmente negativo, observándose menor contenido de N total en las parcelas quemadas, probablemente debido a un aumento de la lixiviación por el pulso estival del N orgánico disuelto (Romanya *et al.*, 2001; Johnson *et al.*, 2007; Pilkington *et al.*, 2007) y/o desnitrificación (Fierro y Castaldi, 2011).

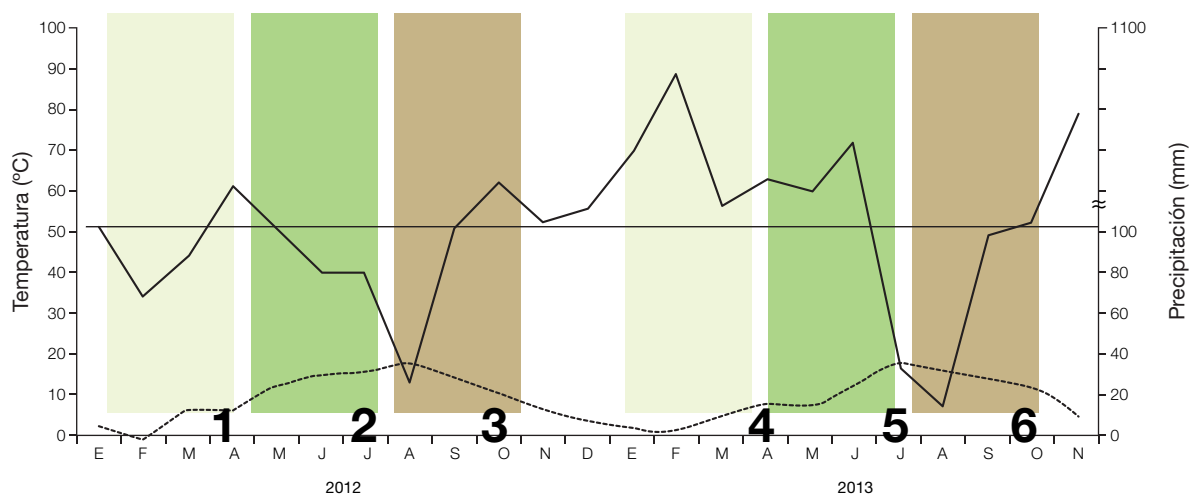
Los efectos observados sobre el contenido de N del suelo pueden haber quedado diluidos ya que se recogieron muestras del suelo hasta los 10 cm, y el efecto de la quema en el suelo disminuye con la profundidad, considerándose mínimo por debajo de los cinco primeros centímetros (Bradstock y Auld, 1995; Badia-Villas *et al.*, 2014). Por otra parte, un muestreo de los 10 primeros cm del suelo permite evaluar los efectos de la quema sobre la zona de influencia de la rizosfera.

### Efectos de las quemas controladas sobre las poblaciones microbianas y la actividad ureasa

Los efectos del fuego sobre las poblaciones microbianas (cantidad, composición y funcionalidad) parecen depender

de la temperatura alcanzada y de la humedad del suelo (Choromanska y DeLuca, 2002). En general, fuegos severos causan una inmediata disminución de la biomasa microbiana (Prieto-Fernández *et al.*, 1998), cambios en la composición bacteriana (Smith *et al.*, 2008) y disminución de la actividad (Gutknecht *et al.*, 2010), mientras que en quemas moderadas los efectos son más leves (Dooley y Treseder, 2012).

En esta quema controlada no se encontraron efectos inmediatos sobre el N de la biomasa microbiana, aunque sí efectos a medio plazo, disminuyendo la biomasa microbiana en las parcelas quemadas en verano y otoño. La ausencia de efectos significativos inmediatos puede quedar explicada por la baja intensidad de la quema y las bajas temperaturas alcanzadas. Los efectos a medio plazo pueden ser debidos a causas indirectas como el descenso de la humedad del suelo tres meses después de la quema (Figura 2). En las parcelas no quemadas, la presencia de una capa arbustiva puede evitar pérdidas de agua por evapotranspiración y mantener el suelo más húmedo, lo que favorece el crecimiento y la actividad de las poblaciones microbianas. De hecho, se ha observado una relación positiva entre la biomasa microbiana y la humedad del suelo ( $r$  de Pearson 0,721;  $P < 0,001$ ).



**FIGURA 7.** Diagrama ombrotérmico de la estación climática más cercana (Irabia 822 msnm). Se indican numeradas las fechas de muestreo y se sombrea los tres meses anteriores a cada muestreo. La línea continua señala la precipitación mensual y la línea discontinua la temperatura media.

**FIGURE 7.** Ombrothermic diagram from the closest weather station (Irabia 822 masl). Sampling dates are numbered and the three months before each sampling date are shadowed. Continuous line represents month precipitation and dotted line represents mean temperature.

En cuanto a la actividad de la ureasa no se puede decir si el efecto negativo de la quema es inmediato ya que no hay datos del muestreo realizado a los cuatro días de la quema. En general, el fuego provoca una disminución de la actividad de la ureasa (Eivazi y Bayan, 1996; Hernández *et al.*, 1997; Fonturbel *et al.*, 2012) que podría explicarse también por la disminución de la humedad en el suelo y de la biomasa microbiana ya que hemos encontrado una relación positiva entre la ureasa y el N de la biomasa microbiana ( $r$  de Pearson 0,594;  $P < 0,001$ ) y la ureasa y la humedad ( $r$  de Pearson 0,343;  $P \leq 0,007$ ).

y la primavera del primer año fueron más secos que los del segundo, mientras que en el verano del segundo año se produjo una sequía más pronunciada (Figura 7). De todos modos, no se ha observado ninguna relación entre variables climáticas (temperatura y precipitación) con las variables edáficas estudiadas. En cualquier caso, creemos que sería necesario un muestreo más intensivo y a más largo plazo para poder determinar si se producen patrones estacionales consistentes.

## Efecto del pastoreo

Los efectos observados del pastoreo sobre el N total y el N de la biomasa microbiana fueron puntuales y se ciñeron a la primavera del segundo año de muestreo, un año después de colocar la cerca de exclusión. El descenso en el N de la biomasa microbiana puede estar asociado al descenso en el N total ya que se ha observado una relación positiva entre el N total y el N de la biomasa microbiana ( $r$  de Pearson 0,699;  $P < 0,001$ ).

Serían necesarios estudios a largo plazo, ya que dos años de exclusión de pastoreo es un periodo muy corto para poder ver patrones consistentes de los efectos del pastoreo en el suelo.

## Evolución en el tiempo y patrones estacionales

La falta de un patrón estacional recurrente en la respuesta del N total, el N orgánico disuelto y el N de la biomasa microbiana puede deberse a la variabilidad interanual de las variables climáticas. El diagrama ombrotérmico de la estación de Irabia, situada cerca de las parcelas de estudio, muestra que el invierno

## Aspectos a considerar en un futuro

En ecosistemas de montaña, las condiciones ambientales de estrés (bajas temperaturas, baja disponibilidad de nutrientes, etc.), la escasez de propágulos y la alta riqueza de especies bien adaptadas, son factores que favorecen la estabilidad de la comunidad vegetal (Eckstein *et al.*, 2012; Frankow-Lindberg, 2012). Sin embargo, una perturbación como la quema controlada podría amenazar esta estabilidad. Según la teoría de la fluctuación de recursos de Davis *et al.* (2000), las comunidades vegetales son más susceptibles a procesos invasivos cuando sufren una perturbación que aumenta la cantidad de recursos no explotados. El aumento de la disponibilidad del N, primero en forma de amonio y posteriormente de nitrato, que se produce tras una quema controlada podría favorecer la presencia de unas especies frente a otras. De hecho, se ha sugerido que el fuego puede ser uno de los factores determinantes en la expansión de *Brachypodium pinnatum* en el Pirineo Occidental ya que tiene un mejor aprovechamiento del amonio que otras especies dominantes del pasto como *Festuca gr. rubra* (Canals *et al.*, 2013). En estos casos, el efecto modulador del pastoreo en la dinámica de la vegetación y del ciclo del N en el suelo puede ser clave, pero requiere de estudios a más largo plazo que los presentados en este artículo, en el que se analizan dos años de seguimiento del ciclo del N.



Por otra parte, es importante considerar la heterogeneidad espacial de estos ecosistemas en los que coexisten manchas de matorral con manchas de pasto herbáceo. Previsiblemente los efectos del fuego en las manchas de pasto herbáceo son menos severos debido a su menor carga de combustible. Dijkstra *et al.* (2006) observó que, en una sabana de *Quercus* sp. con frecuentes quemadas, las manchas de árboles y pastos presentaban distintas dinámicas en el ciclo del N. Las manchas dominadas por árboles tenían una mayor mineralización neta, mayores pérdidas por volatilización y lixiviación, pero una mayor disponibilidad de N. Del mismo modo, es esperable que tras una quema controlada en un matorral heterogéneo se produzcan puntos calientes con un alto contenido de nutrientes. Por esta razón, sería interesante estudiar los efectos espaciales de las quemadas y la dinámica del N del suelo y la vegetación de las manchas de matorral y pasto herbáceo.

Otro aspecto a tener en cuenta es el efecto a largo plazo de las quemadas recurrentes. Según nuestros resultados, los efectos de estas quemadas moderadas en el N inorgánico del suelo tienden a normalizarse en el segundo año, aunque serían necesarios estudios a largo plazo sobre los efectos de quemadas recurrentes. En bosques esclerófilos de eucaliptos y en bosques de *Quercus* sp. se ha demostrado que quemadas controladas moderadas realizadas cada cuatro años no producen efectos significativos en el suelo, mientras que quemadas más frecuentes (cada dos años) pueden afectar de manera importante el ciclo del N y del C en el suelo (Williams *et al.*, 2012; Liu *et al.*, 2013).

## CONCLUSIONES

El principal efecto de las quemadas controladas fue un aumento inmediato pero temporal del N inorgánico, produciéndose un primer pulso de amonio seguido de un aumento del nitrato. Estos pulsos desaparecieron el segundo año. Las quemadas parecieron tener un efecto indirecto sobre el N presente en las poblaciones microbianas, probablemente producido por las condiciones de menor humedad del suelo. La actividad de la enzima ureasa fue mayor en zonas no quemadas.

Asimismo, en un futuro, sería recomendable profundizar sobre la heterogeneidad espacial de los efectos de las quemadas, sobre los efectos a largo plazo de las quemadas recurrentes y sobre los efectos del pastoreo y su posible efecto modulador.

## AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Ciencia e Innovación del Gobierno de España (proyectos CGL2010-21963 y CGL2011-29746), y por el Programa Europeo POCTEFA (nº EFA34/08, FLUXPYR). Agradecemos a las autoridades locales su apoyo y su permiso para establecer las parcelas experimentales.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BADIA-VILLAS D., GONZÁLEZ-PÉREZ J.A., AZNAR J.M., ARJONA-GRACIA B. Y MARTÍ-DALMAU C. (2014) Changes in water repellency, aggregation and organic matter of a mollic horizon burned in laboratory: Soil depth affected by fire. *Geoderma*, 213, 400-407.
- BRADSTOCK R.A. Y AULD T.D. (1995) Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity - Consequences for legume germination and fire management in South-Eastern Australia. *Journal of Applied Ecology*, 32 (1), 76-84.
- CANALS R.M., PEDRO J., RUPEREZ E. Y SAN EMETERIO L. (2013) Nutrient pulses after prescribed winter fires and preferential patterns of N uptake may contribute to the expansion of *Brachypodium pinnatum* (L.) Beauv in highland grasslands. *Applied Vegetation Science*, 17, 419-428.
- CERTINI G. (2005) Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143 (1), 1-10.
- COVINGTON W.W. Y SACKETT S.S. (1992) Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. *Forest Ecology and Management*, 54 (1-4), 175-191.
- CHOROMANSKA U. Y DELUCA T.H. (2002) Microbial activity and nitrogen mineralization in forest mineral soils following heating: evaluation of post-fire effects. *Soil Biology & Biochemistry*, 34 (2), 263-271.
- DAVIDSON E.A., ECKERT R.W., HART S.C. Y FIRESTONE M.K. (1989) Direct extraction of microbial biomass nitrogen from forest and grassland soils of California. *Soil Biology & Biochemistry*, 21 (6), 773-778.
- DAVIS M.A., GRIME J.P. Y THOMPSON K. (2000) Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88 (3), 528-534.
- DELUCA T.H. Y ZOUHAR K.L. (2000) Effects of selection harvest and prescribed fire on the soil nitrogen status of ponderosa pine forests. *Forest Ecology and Management*, 138 (1-3), 263-271.
- DIJKSTRA F.A., WRAGE K., HOBBIE S.E. Y REICH P.B. (2006) Tree patches show greater N losses but maintain higher soil N availability than grassland patches in a frequently burned oak savanna. *Ecosystems*, 9 (3), 441-452.
- DOOLEY S.R. Y TRESEDER K.K. (2012) The effect of fire on microbial biomass: a meta-analysis of field studies. *Biogeochemistry*, 109 (1-3), 49-61.
- DURAN J., RODRIGUEZ A., MARIA FERNANDEZ-PALACIOS J. Y GALLARDO A. (2010) Long-term decrease of organic and inorganic nitrogen concentrations due to pine forest wildfire. *Annals of Forest Science*, 67 (2), DOI: 10.1051/forest/2009100.
- ECKSTEIN R.L., RUCH D., OTTE A. Y DONATH T.W. (2012) Invasibility of a Nutrient-Poor Pasture through Resident and Non-Resident Herbs Is Controlled by Litter, Gap Size and Propagule Pressure. *Plos One*, 7 (7), DOI: 10.1371/journal.pone.0041887
- EIVAZI F. Y BAYAN M.R. (1996) Effects of long-term prescribed burning on the activity of select soil enzymes in an oak-hick-

- ory forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 26 (10), 1799-1804.
- FERRER V. Y CANALS R.M. (2008) *Proyecto de Ordenación de los Recursos Pascícolas Forestales del Monte Aezkoa nº1 del C.U.P.* Gobierno de Navarra. Pamplona.
- FIERRO A. Y CASTALDI S. (2011) Soil N<sub>2</sub>O emissions in a Mediterranean shrubland disturbed by experimental fires. *International Journal of Wildland Fire*, 20 (7), 847-855.
- FONTURBEL M.T., BARREIRO A., VEGA J.A., MARTIN A., JIMENEZ E., CARBALLAS T., FERNANDEZ C. Y DIAZ-RAVINA M. (2012) Effects of an experimental fire and post-fire stabilization treatments on soil microbial communities. *Geoderma*, 191, 51-60.
- FRANKOW-LINDBERG B.E. (2012) Grassland plant species diversity decreases invasion by increasing resource use. *Oecologia*, 169 (3), 793-802.
- GROGAN P., BRUNS T.D. Y CHAPIN F.S. (2000) Fire effects on ecosystem nitrogen cycling in a Californian bishop pine forest. *Oecologia*, 122 (4), 537-544.
- GUTKNECHT J.L.M., HENRY H.A.L. Y BALSER T.C. (2010) Inter-annual variation in soil extra-cellular enzyme activity in response to simulated global change and fire disturbance. *Pedobiologia*, 53 (5), 283-293.
- HERNANDEZ T., GARCIA C. Y REINHARDT I. (1997) Short-term effect of wildfire on the chemical, biochemical and microbiological properties of Mediterranean pine forest soils. *Biology and Fertility of Soils*, 25 (2), 109-116.
- JOHNSON D., MURPHY J.D., WALKER R.F., GLASS D.W. Y MILLER W.W. (2007) Wildfire effects on forest carbon and nutrient budgets. *Ecological Engineering*, 31 (3), 183-192.
- KANDELER E. Y GERBER H. (1988) Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, 6 (1), 68-72.
- LASANTA T. Y VICENTE-SERRANO S.M. (2006) Factores en la variabilidad espacial de los cambios de cubierta vegetal en el Pirineo. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 32, 57-80.
- LENTH R.V. (2013) lsmeans: Least-squares means. R package version 1.06-05. <http://CRAN.R-project.org/package=lsmeans>.
- LIU X., CHEN C.R., WANG W.J., HUGHES J.M., LEWIS T., HOU E.Q. Y SHEN J. (2013) Soil environmental factors rather than denitrification gene abundance control N<sub>2</sub>O fluxes in a wet sclerophyll forest with different burning frequency. *Soil Biology & Biochemistry*, 57, 292-300.
- MARCOS E., VILLALON C., CALVO L. Y LUIS-CALABUIG E. (2009) Short-term effects of experimental burning on soil nutrients in the Cantabrian heathlands. *Ecological Engineering*, 35 (5), 820-828.
- MARTÍNEZ E. (2001) *Manual de quemas controladas. El manejo del fuego en la prevención de incendios forestales.* Madrid, España: Mundi Prensa.
- PICONE L.I., QUAGLIA G., GARCIA G.O. Y LATERRA P. (2003) Biological and chemical response of a grassland soil to burning. *Journal of Range Management*, 56 (3), 291-297.
- PILKINGTON M.G., CAPORN S.J.M., CARROLL J.A., CRESSWELL N., PHOENIX G.K., LEE J.A., EMMETT B.A. Y SPARKS T. (2007) Impacts of burning and increased nitrogen deposition on nitrogen pools and leaching in an upland moor. *Journal of Ecology*, 95 (6), 1195-1207.
- PINHEIRO J., BATES D., DEBROY S., SARKAR D. Y THE R CORE TEAM (2013) nlme: linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-108.
- PRIETO-FERNÁNDEZ A., ACEA M.J. Y CARBALLAS T. (1998) Soil microbial and extractable C and N after wildfire. *Biology and Fertility of Soils*, 27 (2), 132-142.
- PRIETO-FERNÁNDEZ A., CARBALLAS M. Y CARBALLAS T. (2004) Inorganic and organic N pools in soils burned or heated: immediate alterations and evolution after forest wildfires. *Geoderma*, 121 (3-4), 291-306.
- R CORE TEAM (2012) R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>.
- RAU B.M., BLANK R.R., CHAMBERS J.C. Y JOHNSON D.W. (2007) Prescribed fire in a Great Basin sagebrush ecosystem: Dynamics of soil extractable nitrogen and phosphorus. *Journal of Arid Environments*, 71, 362-375.
- RIGOLOT E., LAMBERT B., PONS P. Y PRODON R. (2002) Management of a mountain rangeland combining periodic prescribed burnings with grazing: impact on vegetation. En: Trabaud L. y Prodon R. (Eds) *Fire and biological processes*, pp. 325-337. Leiden, Netherlands: Backhuys Publishers.
- ROBICHAUD P.R., BEYERS J.L. Y D.G N. (2000) *Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments.* Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- RODRÍGUEZ A., DURÁN J., FERNÁNDEZ-PALACIOS J.M. Y GALLARDO A. (2009) Short-term wildfire effects on the spatial pattern and scale of labile organic-N and inorganic-N and P pools. *Forest Ecology and Management*, 257 (2), 739-746.
- ROMANYA J., CASALS P. Y VALLEJO V.R. (2001) Short-term effects of fire on soil nitrogen availability in Mediterranean grasslands and shrublands growing in old fields. *Forest Ecology and Management*, 147 (1), 39-53.
- SMITH N.R., KISHCHUK B.E. Y MOHN W.W. (2008) Effects of wildfire and harvest disturbances on forest soil bacterial communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 74 (1), 216-224.
- WILLIAMS R.J., HALLGREN S.W. Y WILSON G.W.T. (2012) Frequency of prescribed burning in an upland oak forest determines soil and litter properties and alters the soil microbial community. *Forest Ecology and Management*, 265, 241-247.
- ZHAO H.M., BAO K.S., YU X.F., WANG J.A., LU X.G. Y WANG G.P. (2010) Plant ash also contributes dissolved organic matter to the environments: a case study of Sanjiang Plain Wetlands. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19 (11), 2518-2522.
- ZUUR A., LENO E.N., WALKER N., SAVELIEV A.A. Y SMITH G.M. (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R.* New York: Springer.